

Titre: Analyse du cycle de vie d'un biotraitement d'un sol contaminé au diesel
Title:

Auteur: Laurence Toffoletto
Author:

Date: 2002

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Toffoletto, L. (2002). Analyse du cycle de vie d'un biotraitement d'un sol contaminé au diesel [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal].
Citation: PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/7014/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/7014/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche:
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**ANALYSE DU CYCLE DE VIE D'UN BIOTRAITEMENT
D'UN SOL CONTAMINÉ AU DIESEL**

LAURENCE TOFFOLETTO
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)
NOVEMBRE 2002



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-81527-7

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ANALYSE DU CYCLE DE VIE D'UN BIOTRAITEMENT D'UN SOL
CONTAMINÉ AU DIESEL

présenté par : TOFFOLETTO, Laurence
en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées
a été soumis au jury d'examen constitué de :

M. COMEAU Yves, Ph.D., président
M. SAMSON Réjean, Ph.D., membre et directeur de recherche
Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D., membre et codirectrice de recherche
M. STUART Paul, Ph.D., membre

Remerciements

La réalisation de ce projet n'aurait pu être possible sans la contribution de plusieurs personnes que je tiens ici à remercier.

Monsieur Réjean Samson, merci d'avoir guidé ces travaux, d'avoir été disponible au long de ces deux années, de m'avoir aidée dans la rédaction de l'article. Vos innombrables idées innovantes et originales ont permis à ces travaux de rebondir de nombreuses fois lorsque le découragement et les doutes s'immisçaient insidieusement dans mon esprit. Vous m'avez appris beaucoup sur la façon de mener un projet scientifique avec rigueur et innovation.

Madame Louise Deschênes, merci de m'avoir acceptée en maîtrise ; merci pour votre soutien, vos précieuses remarques et informations dont ces travaux ont bénéficié. Votre collaboration et implication durant l'élaboration des facteurs de caractérisation du diesel a été déterminante. Votre bonne humeur a éclairé nombre de rencontres.

Merci à Pascal Lesage pour m'avoir fait bénéficier de ses nombreuses lectures et de ses grandes connaissances en ACV. Merci à Jean-François Ménard pour son aide dans la modélisation des transports, à Julie Godin et Catherine Daoust pour sa participation au travail de présentation de la méthode EDIP. Merci à Julie-Anne Chayer.

L'article composant ce mémoire a bénéficié de l'aide précieuse de Sandra Estrela; thanks Sandra for the time spending on my english mistakes. J'aimerais également remercier particulièrement Gontran Bage, pour ses innombrables réponses précises et claires à mes innombrables questions redondantes et parfois obscures.

Enfin, merci à tous les membres et étudiants du CIRAIG, j'espère ouvrir la voie à de nombreux mémoires et thèses.

Résumé

Près de 2000 sites contaminés au diesel sont dispersés à travers la province du Québec. Comme l'exige Environnement Québec à travers sa Politique de Protection des sols contaminés, ces sols ne peuvent dépasser certains critères fixés par la dite Politique (critère A : 300 mg/kg pour l'usage résidentiel; B : 700 mg/kg pour l'utilisation commerciale et; C : 3500 mg/kg pour l'usage industriel). Si ces concentrations en diesel sont supérieures au critère applicable, une décontamination doit être opérée.

Ce projet de recherche porte sur l'évaluation environnementale d'une décontamination de sols contaminés au diesel par un traitement par biopiles. En effet, tout en diminuant le niveau d'une contamination locale (qui génère des impacts primaires), la biorestauration d'un site peut également générer d'autres impacts (appelés secondaires). Ce projet de recherche s'intéresse à cette dualité existante entre impacts primaires et secondaires pour différents niveaux de contamination (se référant aux critères génériques).

L'outil choisi pour évaluer ces impacts est l'analyse de cycle de vie (ACV). Une ACV recense et quantifie, tout au long du cycle de vie d'un produit, procédé ou service, les flux physiques de matière et d'énergie associés aux activités humaines, en évalue les impacts potentiels puis interprète les résultats obtenus en fonction de ses objectifs initiaux. Un biotraitement en biopiles de 8000 m³ de sol contaminé au diesel a donc été étudié d'un point de vue « cycle de vie », et tous les entrants ont été quantifiés (inventaire). Nous avons pu ainsi évaluer à côté des bénéfices environnementaux de cette technologie, les désavantages associés. L'évaluation des impacts primaires a permis la comparaison entre impacts secondaires et primaires. Cette évaluation a

nécessité le développement de facteurs de caractérisation écotoxicologiques et toxicologiques pour le diesel. C'est la méthode d'évaluation des impacts EDIP qui a été utilisée à cette fin.

Les résultats obtenus ont montré que :

- les impacts primaires sont plus élevés que les impacts secondaires pour des concentrations supérieures au critère B.
- ce sont essentiellement des impacts locaux (écotoxicité de l'eau en particulier) qui sont générés lors du traitement par biopiles.
- c'est le pavage d'asphalte lors de la préparation du site qui génère la plus grande partie des impacts associés à la décontamination. La production d'asphalte génère des impacts essentiellement locaux de par l'émission de phénol. Ainsi, ce n'est pas le traitement en lui-même qui est à l'origine des impacts mais bien la mise en place des infrastructures nécessaires à ce traitement.
- ce constat est à l'origine de la comparaison des impacts d'un centre temporaire (utilisation pour une seule décontamination sur site) et d'un centre permanent (plusieurs décontaminations réalisées avec les transports de sols contaminés sur le centre permanent). Il est alors apparu que la phase de préparation d'un centre de traitement permanent pouvait être compensée par la quantité de sols traités dans un centre permanent. Cependant, ces sols ne doivent pas venir plus loin qu'une certaine distance dépendante de la quantité de sols contaminés traités et des impacts générés par la préparation du site. Nous avons déterminé cette distance pour un centre traitant 25000 m³ de sols contaminés par an et ayant une longévité de dix ans (caractéristiques moyennes d'un centre de traitement au Québec).

- Les impacts globaux associés aux transports et équipements mécaniques ne sont pas significatifs par rapport aux impacts locaux générés par l'étape de préparation du site.

Les autres résultats concernent des scénarios d'optimisation du biotraitement. Il est ainsi apparu que le remplacement de l'asphalte par du béton dans un centre temporaire générerait un niveau plus élevé d'impacts. Le béton aurait potentiellement sa place dans un centre permanent puisque sa durée de vie est plus longue et son besoin en entretien plus faible que pour l'asphalte. Le recyclage de l'asphalte, la minimisation de la quantité de plastique (HDPE et LDPE) utilisée sont également des moyens d'augmenter la performance environnementale de ce type de biotraitement.

En plus de la qualité incertaine de certaines données utilisées, des faiblesses dans l'évaluation des impacts locaux sont rapidement apparues lors de l'étude. La méthode utilisée (EDIP) et plus généralement toutes les méthodes d'évaluation des impacts existantes ne prennent pas en compte de manière précise les caractéristiques spatio-temporelles locales. Ce biais n'a pu être évité et l'évaluation des impacts primaires reste donc approximative.

L'ACV est apparue comme un outil performant pour la gestion des sols contaminés puisqu'elle permet : (1) de déterminer si un traitement est environnementalement pertinent par rapport à la contamination en place ; (2) les optimisations possibles d'un procédé de traitement ainsi que, (3) les traitements alternatifs envisageables . Cet outil garde une grande marge de progression : la méthode d'évaluation des impacts doit être optimisée pour que des données spécifiques au site du système de produits puissent être intégrées.

Abstract

Nearly 2,000 diesel-contaminated sites are scattered throughout Quebec. National and provincial policies have forced owners to decontaminate to a certain criteria such polluted soils. Hence, in the province of Quebec, three criterial values for site use have been set out for petroleum hydrocarbons (C_{10} - C_{50}) contamination: A (300 mg/kg) for residential use ; B (700 mg/kg) for commercial use and; C (3500 mg/kg) for industrial use. The remediation of these sites can, however, cause environmental damage in itself (called secondary impacts).

A life cycle assessment (LCA) was used to assess the primary and secondary environmental impacts associated with bioremediation activities for a diesel-contaminated site. LCA is a tool to assess the environmental impact of products and systems over the entire product life cycle, from cradle to grave. The LCA conducted was based on a case study of the remediation, using biopile technology, of 8,000 m³ of subsurface soil impacted with an average of 6145 mg of diesel fuel / kg of soil during a two-year period.

Results indicated that :

- Primary impact is higher than secondary impact until the B criterion is reached;
- overall, remediation of localized diesel-contaminated soil has resulted in burdens on a mainly local scale (water ecotoxicity);
- the potential impact from biopile technology relates largely to the site preparation, as treatment itself does not generate significant impacts. Asphalt paving for site preparation was the major contributing process to the biotreatment environmental impact, mainly due to the ecotoxicity impact category. Asphalt has a high acute and chronic water ecotoxicity impact because of the release of its by-product : phenol;

- depending on the quantity of contaminated soil treated each year, the duration of permanent installations and the contaminated sites' geographical location, permanent treatment centres can be a very interesting alternative to single-use installations. However, when soil has to be transported for a long distance (between the site and the treatment centre), it is more beneficial to treat the soil on site.
- off-site transport and treatment efficiency did not appear to influence the level of environmental impact.

This analysis indicated that biopile technology results in potential impact on water ecotoxicity but that this impact can be diminished through diverse process options (asphalt recycling, HDPE minimization) and a different choice of raw materials. Concrete paving does not represent a better environmental alternative to asphalt since its impact is higher than asphalt paving. However, in the case of a permanent treatment centre, depending on the length of operation, concrete can be the most environmentally performant option.

Besides the low data quality, an important topic for future development is the additional integration of geographic and temporal considerations in the impact assessment, especially for the contaminant's fate according to the physicochemical conditions present. The EDIP method used in this study does not take into consideration these characteristics and consequently decreased the accuracy of the primary impact assessment results.

LCA was found to be an efficient tool to manage contaminated soil in a sustainable way since it allowed to : (1) determine whether a specific treatment option should be applied or not based on environmental considerations; (2) identify the optimizations for a particular treatment and (3) identify alternative treatments that can reduce secondary impact.

Table des matières

Remerciements.....	iv
Résumé.....	v
Abstract.....	viii
Liste des figures.....	xii
Liste des tableaux.....	xiv
Liste des annexes.....	xvi
Sigles et abréviations.....	xvii
 CHAPITRE 1 - INTRODUCTION	 1
 CHAPITRE 2 - REVUE DE LITTÉRATURE.....	 5
2.1 La Réhabilitation des sols contaminés au diesel	5
2.1.1 Problématique	5
2.1.2 La législation québécoise	11
2.1.3 La décontamination des sols contaminés au diesel	15
2.2 L'analyse de Cycle de vie	23
2.2.1 Historique	23
2.2.2 Etat de l'art de l'ACV	25
2.2.3 Méthodologie et Procédure	33
2.2.4 L'ACV et la gestion des sols contaminés	55
2.2.5 Limites et perspectives de l'ACV	57
 CHAPITRE 3 - MISE EN PLACE D'UN PROTOCOLE ACV POUR L'ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU TRAITEMENT PAR BIOPILES D'UN SOL CONTAMINÉ AU DIESEL.....	 66
3.1 Problématique de notre étude.....	66
3.2 Description du site et de la décontamination	67
3.2.1 Le site	67
3.2.2 La problématique de décontamination	68
3.3 Démarche méthodologique adoptée	69
3.3.1 Logiciel utilisé : SimaPro5	69
3.3.2 Inventaire de la décontamination par biopile	71
3.3.3 Analyse de l'inventaire	79
3.4 Evaluation des impacts primaires et secondaires	81

3.4.1	La méthode EDIP	81
3.4.2	Développement de facteurs écotoxicologiques et toxicologiques pour le diesel	84

CHAPITRE 4 - AN LCA STUDY OF AN ABOVEGROUND BIOTECHNOLOGY FOR DIESEL-IMPACTED SOIL REMEDIATION..... 90

4.1	Résumé.....	90
4.2	LCA Study of Aboveground Biotechnology for Diesel-Impacted Soil Remediation	93
4.2.1	Abstract	93
4.2.2	Introduction.....	94
4.2.3	System definition	97
4.2.4	Goal and Scope definition.....	99
4.2.5	Methods.....	100
4.2.6	Results.....	107
4.2.7	Discussion	120
4.2.8	Acknowledgements.....	125

CHAPITRE 5 - RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES..... 126

5.1	Système global	126
5.2	Transports.....	129
5.3	Équipements.....	131

CHAPITRE 6 - DISCUSSION GÉNÉRALE 133

6.1	Impacts primaires et secondaires	133
6.2	Recommandations pour réduire les impacts secondaires.....	135
6.3	Validité des résultats	137
6.4	Validité de la méthode	141

CHAPITRE 7 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 143

RÉFÉRENCES..... 148

ANNEXES..... 158

Liste des figures

FIGURE 2.1 RÉPARTITION MASSIQUE DES CONPOSÉS DU DIESEL SELON LEUR NOMBRE DE CARBONE (EDWARDS, 1997).....	7
FIGURE 2.2 SCHÉMA D'UNE BIOPILE - PRINCIPES D'OPÉRATION (D'APRÈS ULTRAMAR, 1999)	21
FIGURE 2.3 PROCEDES CONSIDERES DANS UNE ACV	27
FIGURE 2.4 ÉLÉMENTS D'UNE ACV	33
FIGURE 2.5 EXEMPLE DE CONSTRUCTION D'UN CYCLE DE VIE	37
FIGURE 2.6 LES ÉTAPES D'UNE ÉVALUATION DES IMPACTS D'APRÈS ISO14042 (ISO 14042, 2000).....	41
FIGURE 2.7 REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DU PROCESSUS DE CLASSIFICATION DE L'ÉVALUATION DES IMPACTS DANS UNE ACV (ISO 14042, 2000)	43
FIGURE 2.8 EXEMPLE DE CARACTÉRISATION	45
FIGURE 2.9 PROCÉDURE GÉNÉRALE POUR LE CALCUL DES IMPACTS DANS LA MÉTHODE EDIP ET LA MÉTHODE ECOINDICATOR 99	51
FIGURE 2.10 PROFILS TEMPORELS DES REJETS DE DEUX ACTIVITÉS JUGÉES ÉQUIVALENTES AU SEIN DE L'ACV (BLANC, 1999).....	60
FIGURE 3.1 EXEMPLE D'UN SYSTÈME REMPLISSANT PLUSIEURS FONCTIONS DE PRODUCTION	79
FIGURE 3.2 CALCULS DU POTENTIEL D'ÉCOTOXICITÉ (WENZEL & AL., 2000).....	84
FIGURE 3.3 CALCULS DU POTENTIEL DE TOXICITÉ HUMAINE (WENZEL & AL., 2000) 85	
FIGURE 4.1 SCHEMATIC REPRESENTATION OF THE TREATMENT AREA (NOT TO SCALE). ..	98
FIGURE 4.2: SCHEMATIC REPRESENTATION AA' OF THE BIOPILE SOIL TREATMENT TECHNOLOGY (ULTRAMAR, 1999).	99
FIGURE 4.3 LIFE CYCLE FLOW DIAGRAM	104

FIGURE 4.4 FLOW DIAGRAMS FOR THREE LIFE CYCLE STAGES: (1) SITE PREPARATION, (4) SOIL HEAPING AND (9) VOLATILE EMISSION TREATMENT.....	105
FIGURE 4.5 CONTRIBUTION OF EACH LIFE-CYCLE BIOREMEDIATION STAGE (SINGLE-USE OF THE TREATMENT FACILITIES)	112
FIGURE 4.6 CONTRIBUTION OF EACH LIFE-CYCLE BIOTREATMENT STAGE WITH STAGES 1 AND 7 REMOVED (PERMANENT TREATMENT FACILITIES).....	115
FIGURE 4.7 THRESHOLD DISTANCE FOR WHICH A SINGLE-USE CENTER BECOMES MORE ADVANTAGEOUS THAN SENDING THE SOIL TO A PERMANENT TREATMENT CENTER. THE DASHED LINE REPRESENTS THE SECONDARY IMPACT (2581 POINTS) OF TREATING 8000 M ³ OF SOIL IN A SINGLE-USE TREATMENT CENTER.	116
FIGURE 4.8 COMPARISON OF THE IMPACT FOR THREE SITE PAVING SCENARIOS.	117
FIGURE 4.9 REMEDIATION IMPACT (SINGLE SCORE) WHERE X REPRESENTS INITIAL CONTAMINATION (6145 MG C ₁₀ -C ₅₀ /KG SOIL) AND A, B AND C ARE THE QUEBEC'S SOIL REMEDIATION CRITERIA (C= 3500 MG C ₁₀ -C ₅₀ /KG, B = 700 AND A = 350).	119
FIGURE 5.1 CONTRIBUTION DES PROCÉDÉS DE PRODUCTION DES DIVERS MATÉRIAUX DANS LE SYSTÈME (SEULS LES 15 PLUS IMPORTANTS ENTRANTS SONT REPRÉSENTÉS SUR LE GRAPHE)	128
FIGURE 5.2 CONTRIBUTION DES DIFFÉRENTES CATÉGORIES D'IMPACTS À L'IMPACT TOTAL.....	129
FIGURE 5.3 IMPACTS DES 15 PROCÉDÉS DE TRANSPORTS.....	130
FIGURE 5.4 EFFETS DE LA VARIATION DES DISTANCES PARCOURUES SUR L'IMPACT PRG	131
FIGURE 5.5 IMPACT DES DIFFÉRENTS ÉQUIPEMENTS	132
FIGURE 6.1 : TYPES D'APPLICATIONS EN FONCTION DES TYPES DE DONNÉES (WEIDEMA, 1998)	140

Liste des tableaux

TABEAU 2.1 PRINCIPALES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU DIESEL	8
TABEAU 2.2 CRITÈRES GÉNÉRIQUES POUR LES HYDROCARBURES PÉTROLIERS	13
TABEAU 2.3 GRILLE DE GESTION DES SOLS CONTAMINÉS EXCAVÉS (D'APRÈS ENVIRONNEMENT QUÉBEC, 2002).....	14
TABEAU 2.4 CARACTÉRISTIQUES DES BIOTECHNOLOGIES LES PLUS COURAMMENT UTILISÉES POUR LES SOLS CONTAMINÉS AU DIESEL (FRTR, 2002)	16
TABEAU 2.5 AVANTAGES ET DÉSAVANTAGES D'UNE DÉCONTAMINATION PAR BIOPILES (FRTR, 2002).....	22
TABEAU 2.6 NORMES ISO RELATIVES À L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE	28
TABEAU 2.7 EXEMPLES DE QUESTIONS POSÉES PAR LE COMMANDITAIRE D'UNE ACV (ADEME, 2002).....	32
TABEAU 2.8 CATÉGORIES D'IMPACT LES PLUS COURAMMENT UTILISÉES EN ACV .	42
TABEAU 2.9 MODÈLES DE CARACTÉRISATION DES PRINCIPALES MÉTHODES ACV .	46
TABEAU 3.1 BASES DE DONNÉES PRÉSENTES DANS LE LOGICIEL SIMAPRO 5.....	69
TABEAU 3.2 RÉPARTITION DES SOURCES D'ÉLECTRICITÉ AU QUÉBEC EN 1999	75
TABEAU 3.3 INVENTAIRE DES TRANSPORTS	77
TABEAU 3.4 INVENTAIRE DES ÉQUIPEMENTS MÉCANIQUES	78
TABEAU 3.5 BILAN MASSIQUE DES ENTRANTS DU SYSTÈME DE PRODUIT	80
TABEAU 3.6 CATÉGORIES D'IMPACTS ET FACTEURS DE PONDÉRATION DE LA MÉTHODE EDIP	83
TABEAU 3.7 MASSES (KG) DES DIFFÉRENTES FRACTIONS DU DIESEL EN CONDITION INITIALES ET POUR LES DIFFÉRENTS OBJECTIFS DE DÉCONTAMINATION C, B ET A	87

TABLEAU 3.8 VALEURS DE PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES POUR LES 6 FRACTIONS DE DIESEL CONSIDÉRÉES	88
TABLEAU 3.9 VALEURS DE PARAMÈTRES ÉCOTOXICOLOGIQUES POUR LES SIX FRACTIONS DE DIESEL CONSIDÉRÉES	89
TABLEAU 3.10 FACTEURS DE CARACTÉRISATION DES FRACTIONS DE DIESEL PRÉSENTES DANS LE SOL CONTAMINÉ	89
TABLE 4.1 PRINCIPAL MATERIALS INVOLVED IN THE BUILDING AND OPERATION OF A SOIL TREATMENT CENTER.....	108
TABLE 4.2 SUBSTANCES RELEASED INTO THE ENVIRONMENT (CONTRIBUTING TO MORE THAN 1 % TO THE TOTAL IMPACT OF THE SYSTEM).....	110
TABLE 4.3 IMPACT CONTRIBUTION IN PERCENTAGE OF THE PRINCIPAL PROCESSES (CONTRIBUTION > 5 %) OF STAGES 1 AND 7.....	113
TABLE 4.4 INCREASE PERCENTAGES OF 5 IMPACT CATEGORIES FOR A 1 % INPUT MASS INCREASE (ONLY VARIATIONS > 0.5 % ARE PRESENTED).....	114
TABLEAU 7.1 EXEMPLE DE MATRICE D'IMPACTS D'ACV COMPARATIVE POUR LA GESTION DES SITES CONTAMINÉS	146

Liste des annexes

ANNEXE A : INTERFACE SIMAPro 5 POUR L'ENTRÉE DE DONNÉES - EXEMPLES ...	159
ANNEXE B : INTERFACE SIMAPro 5 POUR LE CHOIX DES CRITÈRES DE QUALIFICATION DES DONNÉES D'INVENTAIRE.....	162
ANNEXE C : DIAGRAMMES DE FLUX DES DIFFÉRENTES ÉTAPES DU SYSTÈME ÉTUDIÉ	164
ANNEXE D : TABLEAU DES ENTRANTS DE MATIÈRE (PRIMAIRES) ET ÉQUIPEMENTS MÉCANIQUES NÉCESSAIRES AU SYSTÈME DE BIOTRAITEMENT PAR BIOPILES	169
ANNEXE E : BASES DE DONNÉES UTILISÉES POUR LES ENTRANTS DE MATIÈRE	175
ANNEXE F : ENTRANTS DE MATIÈRES DU SYSTÈME	176
ANNEXE G : MÉTHODE DE CALCUL DES ÉMISSIONS LIÉES AUX TRANSPORTS	185
ANNEXE H : TABLEAU DES ÉMISSIONS LIÉES AUX TRANSPORTS.....	187
ANNEXE I : MÉTHODE POUR LE CALCUL DES ÉMISSIONS LIÉES AUX ÉQUIPEMENTS.....	189
ANNEXE J : TABLEAU DES ÉMISSIONS LIÉES AU FONCTIONNEMENT DES ÉQUIPEMENTS	191
ANNEXE K : MÉTHODE DE CALCUL DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION POUR LES IMPACTS LOCAUX SELON LA MÉTHODE EDIP	193
ANNEXE L : RÉSULTATS INTERMÉDIAIRES ET FINAUX DES CALCULS DE FACTEURS DE CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUES ET ÉCOTOXICOLOGIQUES	205
ANNEXE M : ÉMISSIONS ET CONTRIBUTION À L'IMPACT POUR CHAQUE ÉTAPE DU CYCLE DE VIE	208

Sigles et abréviations

ACV	: Analyse de cycle de vie
BIO	: Facteur de biodégradabilité
CCME	: Conseil canadien des ministres de l'environnement
COV	: Composés organiques volatiles
EICV	: Evaluation des impacts du cycle de vie
EI99	: Eco-Indicator 99
FC	: Facteur de caractérisation
FCE	: Facteur de caractérisation écotoxique(m^3/g)
FCT	: Facteur de caractérisation toxique (m^3/g)
FE	: Facteur d'écotoxicité
FT	: Facteur de toxicité
H	: Constante de Henry ($\text{atm.m}^3/\text{mol}$)
IC	: Indicateur de catégorie
K_d	: Coefficient d'adsorption sur le sol
K_{oc}	: Coefficient d'adsorption sur la matière organique
K_{ow}	: Coefficient de partition octanol/eau
LES	: Lieux d'enfouissement sanitaires
PA	: Potentiel d'acidification
PET	: Polyéthylène
PRG	: Potentiel de réchauffement global
Q	: Quantité de matière (kg)
RECORD	: Réseau comparatif de recherche sur les déchets
UF	: Unité fonctionnelle

CHAPITRE 1 - INTRODUCTION

De Rio en 1992 à Johannesburg en 2002, la prise de conscience des industries, gouvernements et de la société en général envers les problématiques environnementales n'a cessé de s'affirmer. Le concept de développement durable apparaît aujourd'hui comme fédérateur et la protection environnementale ne peut s'affranchir des contraintes et pressions liées à la croissance économique ; ce sont donc aux technologies de s'adapter à l'environnement puisque le contraire ne semble pas possible comme nous le rappelle chaque jour le réchauffement de la planète.

Les questions environnementales constituent aujourd'hui un enjeu stratégique pour nombre d'entreprises, en particulier dans l'industrie. Les pressions réglementaires et celles de la société pour le respect des écosystèmes imposent des contraintes et des changements auxquels peu d'organisations peuvent se soustraire sans compromettre la légitimité de leurs activités. Autrefois limitées à des changements surtout techniques, les actions environnementales s'attachent de plus en plus à remettre en cause de façon globale les habitudes de gestion et les opérations à l'origine des rejets de contaminants. La mise en œuvre de principes de gestion visant à intégrer ces préoccupations dans la politique et les opérations de l'entreprise sont au centre des systèmes de gestion environnementale, dont la norme ISO 14001 constitue désormais le modèle de référence international (Desrochers, 1998).

Une expertise scientifique sur les flux de matière et d'énergie engendrés par le cycle de vie d'un produit s'est développée ces dernières années (ADEME, 2002). Cette expertise est adaptée à l'évaluation des impacts sur l'environnement, à l'administration du principe de précaution en

faveur des générations futures, ainsi qu'à une discipline appelée "écologie industrielle". Celle-ci vise à fermer les cycles de matière et à limiter au maximum les déperditions d'énergie en créant des "biocénoses industrielles" qui associent des entreprises comme une forêt associe des arbres, des animaux, des champignons et des organismes décomposeurs : les déchets des uns deviennent les ressources des autres (Desrochers, 1998). Aujourd'hui, l'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil normalisé (ISO 14040 et suivantes). Elle recense et quantifie, tout au long du cycle de vie des produits, procédés ou services, les flux physiques de matière et d'énergie associés aux activités humaines, en évalue les impacts environnementaux potentiels puis interprète les résultats obtenus en fonction de ses objectifs initiaux. Une ACV dresse donc un inventaire quantitatif et qualitatif des émissions d'un système de production. Elle est un des seuls outils à proposer l'approche cycle de vie et à répondre ainsi au souci de développement durable de notre société. De nombreux décideurs attendent beaucoup de cet outil. Les enjeux sont importants car les industriels et les pouvoirs publics veulent en faire un instrument d'éco-conception, de labellisation, d'aide à la décision stratégique ou encore un pilier du développement durable.

Une ACV prend une réelle dimension dans le concept de développement durable lorsqu'elle concerne un procédé dont la fonction initiale est justement de protéger l'environnement. On répertorie plus de 400,000 sites contaminés en Amérique du Nord et les technologies de décontamination sont donc largement utilisées. Les biotechnologies sont aujourd'hui couramment utilisées pour traiter certains types de contamination comme celles aux hydrocarbures pétroliers.

Ces technologies nécessitent parfois des infrastructures lourdes, de nombreux transports et génèrent ainsi des émissions à l'origine d'impacts environnementaux. Il existe ainsi un réel dilemme environnemental puisque ces technologies de décontamination ont, justement comme

fonction de diminuer les impacts environnementaux liés à la contamination du sol. Ce paradoxe nous a amené à étudier une technologie de biodécontamination (traitement par biopiles) d'un point de vue de son cycle de vie.

Le présent projet de maîtrise propose ainsi la qualification et quantification des impacts environnementaux générés par un traitement en biopiles d'un sol contaminé au diesel, grâce à une ACV. Ces impacts environnementaux associés à une activité de réhabilitation d'un terrain contaminé peuvent être de deux types :

- les **impacts primaires** sont ceux générés par la contamination du sol (avant ou après traitement)
- les **impacts secondaires** sont, eux, générés par les activités de décontamination

Ce travail de maîtrise veut répondre à deux objectifs :

- l'objectif premier est d'identifier, de caractériser et de comparer les impacts primaires et secondaires associés à la mise en place d'un procédé de biotraitement de sols contaminés au diesel en fonction des critères de décontamination de Environnement Québec. L'atteinte de cet objectif permet de vérifier que l'ACV est adaptée à l'évaluation de la performance environnementale d'une technologie de biorémédiation.
- le second objectif est d'établir les optimisations les plus pertinentes des procédés impliqués pour améliorer la performance environnementale d'une technologie de décontamination par biopiles. Par exemple, est-ce qu'un centre de traitement permanent est une meilleure alternative environnementale qu'un centre temporaire construit à proximité du site contaminé?

Le cas étudié est une décontamination par biopiles ayant eu lieu au Québec. Un déversement continu de diesel avait contaminé un terrain à une concentration moyenne de 6145mg/kg et les

critères québécois obligeaient les propriétaires à décontaminer. Des biopiles temporaires furent donc construites et démontées après la fin de la décontamination. À partir de ce cas de contamination réelle, un modèle de biopiles a été élaboré. Ce sont des données du modèle qui ont par la suite servi à l'inventaire de l'ACV. Trois scénarios ont par la suite été développés pour déterminer plus précisément quelles sont les alternatives de décontamination les moins polluantes dont disposent les propriétaires de sites contaminés.

Ce mémoire propose, dans un premier chapitre, de décrire la biorémédiation par biopile des sols contaminés au diesel ainsi que la méthode ACV. Dans un deuxième temps, la méthodologie utilisée sera présentée puis suivront les résultats sous forme d'article soumis au International Journal of LCA. Les chapitres 5 et 6 compléteront ce travail par la présentation de résultats complémentaires ainsi que par une discussion sur la validité de la méthode employée.

CHAPITRE 2 - REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 La réhabilitation des sols contaminés au diesel

2.1.1 Problématique

2.1.1.1 Causes de contamination les plus courantes

Le Groupe de travail sur la gestion des sites contaminés du gouvernement du Canada définissait en 2002 un site contaminé comme étant :

« un site dans lequel la concentration des substances nocives : (1) est supérieure aux niveaux naturels et pose ou peut poser un danger immédiat ou futur à la santé ou à l'environnement; ou (2) dépasse les niveaux indiqués dans les politiques et les règlements. »

Environ 60% des sites contaminés au Canada le sont par des hydrocarbures pétroliers (CCME, 2001). Selon le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME, 2001), la majorité de ces sites ne sont pas gérés et constituent donc une perte de terre utilisable. La gestion de tels sites à travers le Canada, varie considérablement et manque de bases scientifiques, ce qui génère une gestion inadéquate de ces sites. Une mauvaise gestion peut être de deux formes :

- Une surévaluation du site due aux coûts de la décontamination du site. Ceci empêche les ventes de terrains et les développements immobiliers.
- Une sous-évaluation qui implique le maintien d'un danger toxique et écotoxique pour l'environnement.

Les contaminations au diesel proviennent généralement de déversements accidentels qui surviennent lors d'activités industrielles pouvant remonter à plusieurs années. Les cas de contamination au diesel les plus souvent traités dans la littérature proviennent de la fuite de

réservoirs souterrains ou non. Ces réservoirs se situent sur le terrain d'usines ou de lieux de stockage de camions. Comme le souligne Environnement Québec en 2002, la situation québécoise est assez préoccupante puisque :

'les produits pétroliers se trouvent dans plus de 32 000 réservoirs souterrains et près de 49 000 réservoirs de surface répartis sur l'ensemble du territoire québécois. À ce jour, le programme de remplacement des réservoirs souterrains contenant des hydrocarbures mis en place a permis d'établir que plus du tiers des réservoirs souterrains remplacés fuyaient. '

2.1.1.2 Devenir du diesel dans les sols

Les hydrocarbures sont des composés qui combinent des atomes de carbone et d'hydrogène. Il existe plusieurs types d'hydrocarbures, leur structure et leur phase sont dictées par leur nombre d'atomes de carbone. Si le composé est formé de 4 atomes de carbone ou moins il sera en phase gazeuse, entre 5 et 17 c'est un liquide et s'il y en a 18 et plus c'est une cire viscoplastique (Potter et al., 1998). Il y a deux grands types de structures (CCME, 2001) :

Ceux à chaîne droite, dit aliphatiques, et ceux à chaîne circulaire, dit carbocyclique. Il existe également plusieurs types de liaisons, simple (saturé), double (non saturé) et parfois triple.

Le diesel est un mélange complexe d'une centaine d'hydrocarbures avec un nombre de carbone moyen de C_8 - C_{26} . (Potter et al., 1998) (Figure 2.1).

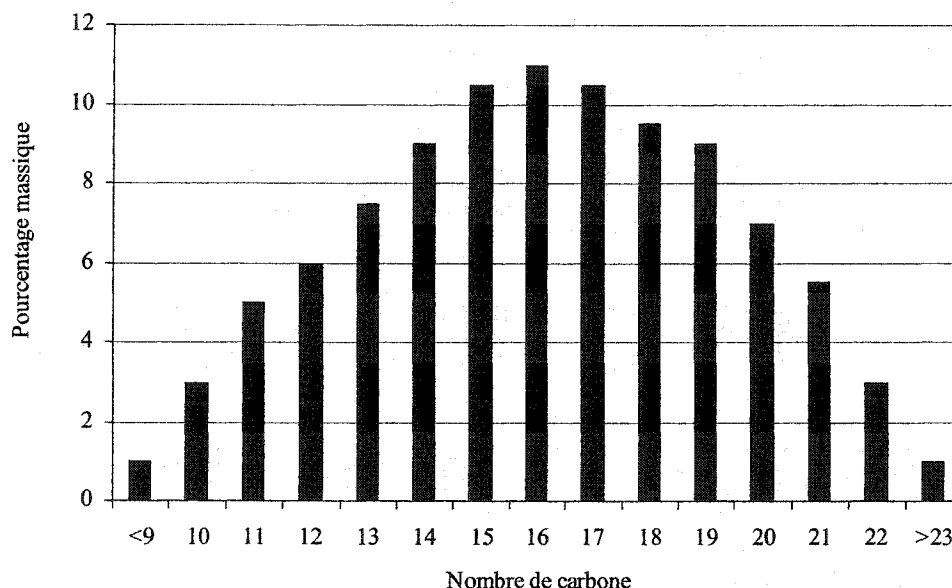


Figure 2.1 Répartition massique des composés du diesel selon leur nombre de carbone (Edwards, 1997)

La majorité des constituants sont des alcanes (simples et ramifiés) et des composés aromatiques (mono-, di- et polyaromatiques). La composition moyenne du diesel est de 64% de composés aliphatiques, 1 à 2% de d'alcènes et 35% d'aromatiques (Von Fahnestock et al., 1998). Le diesel contient moins de 5% de HAP (Von Fahnestock et al., 1998).

En dépit de cette complexité, le diesel peut être facilement dégradé par de nombreux microorganismes du sol. Cette aptitude à être biodégradé permet d'utiliser facilement les biotechnologies pour diminuer les concentrations de diesel dans le sol (Rosenblatt et al., 1994 , Jorgensen et al., 2000). Il est essentiel de connaître les propriétés physiques et chimiques des hydrocarbures pour être capable d'en déduire leurs comportements une fois qu'ils seront soumis à l'environnement et pour optimiser les conditions de biodégradation. Les principales propriétés physico-chimiques du diesel qui jouent un rôle dans son transport et devenir dans le sol sont présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Principales propriétés physico-chimiques du diesel

Paramètre	Unité	Valeurs moyennes ou limites
Propriétés chimiques		
Densité	kg/l	0.8407
Solubilité aqueuse	Spécifique à chaque composé du diesel	
Viscosité cinématique	mm ² /s	4.1
Point de distillation	°C	282-338
Point d'ébullition	°C	170-340
Limites d'enflammabilité	°C	64-150
Point de trouble	°C	-0.8
Point éclair	°C	52
Paramètres de volatilisation		
Pression de vapeur à 38°C	psi	0.04
Constante de Henry H	atm.m ³ /mol	1.54E-4 à 1.2E2 selon les fractions
Composition		
Teneur en sulfures	% massique	0.05
Teneur en aromatique	% volumique	35
Teneur en eau et sédiments	% volumique	0.05
Paramètres d'adsorption au sol		
Coefficient de partition octanol/eau K _{ow}		8.7E2 à 3.4E11 selon les fractions
Coefficient d'adsorption au sol K _d		51 à 6.8E9 selon les fractions
Coefficient d'adsorption sur la matière organique K _{oc}		398 à 10E7 selon les fractions

Différents facteurs liés aux caractéristiques du diesel influencent sa biodégradation lorsque celui-ci est présent dans le sol (Jorgensen, 2000):

- **La taille moléculaire des composés du diesel.** En général, la dégradation des constituants du diesel suit un ordre bien défini. En effet, les molécules les plus simples (20 carbones ou moins) sont dégradées plus rapidement que celles plus complexes (21 carbones ou plus). La structure moléculaire joue également un rôle important : les chaînes simples seront plus facilement dégradées que les chaînes ramifiées;
- **L'âge de la contamination** (la biodisponibilité varie en fonction du temps). L'érosion peut changer la composition du diesel dans le sol au cours du temps. Ceci est dû à des processus de dissipation et de ségrégation comme la volatilisation, une mobilité variable, des taux de biodégradation variables;

Bien évidemment les caractéristiques pédologiques influent également sur la biodégradation et sont présentées dans la section 2.1.3.2.

Impacts écologiques d'un déversement de diesel

Les produits pétroliers font parti des polluants reconnus comme dangereux pour l'environnement et la santé humaine, au même titre que divers produits organiques, les pesticides et les métaux lourds (CCME, 2002). Parmi les facteurs déterminants dans l'ampleur des impacts écologiques, telles les conditions climatiques, les conditions écologiques (saisons de migration, de reproduction, les biotopes, les zones touchées), la nature des pétroles et leurs caractéristiques physiques et chimiques jouent un rôle fondamental. Il convient également de distinguer la toxicité à court terme et la toxicité à long terme, définissant les effets létaux et sublétaux (Rosenblatt et al., 1994).

Au niveau de la flore, il peut y avoir un effet direct sur les plantes; recouvertes par un film huileux, l'activité photosynthétique est alors inhibée et les pores obstruées, empêchant tout processus d'aération, ce qui a pour conséquence une mort immédiate. Cependant, une sélection s'opère également naturellement entre les espèces sensibles et les espèces résistantes. Ces dernières deviennent alors opportunistes, et envahissent les habitats des espèces avec lesquelles elles étaient en compétition. Ceci entraîne d'importants déséquilibres et fluctuations des populations (Ministère de l'Environnement, 2002).

Au niveau de la faune, des effets sublétaux peuvent affecter les animaux vivant sur la zone contaminée tels que :

- une diminution du taux respiratoire et du taux de reproduction,
- une diminution de l'alimentation,
- une augmentation du taux de mortalité,
- des effets chroniques.

Même si le risque de contact physique avec le pétrole est minime, les effets restent importants.

Les effets subis et constatés sont les suivants (Ministère de l'Environnement, 2002):

- Lors d'une inhalation de vapeurs toxiques, des irritations apparaissent, ainsi que des infections du système respiratoire et parfois des dommages permanents au niveau des surfaces respiratoires et des muqueuses.
- Dans le cas d'un contact physique avec le pétrole, les yeux et muqueuses sont principalement touchés par des brûlures.
- Si l'animal ingère des produits toxiques, ces produits inhibent le système immunitaire, affectant l'ADN et augmentant ainsi la sensibilité au cancer.

Risques de danger pour l'homme (Petroplus, 2000)

Un contact prolongé et répété avec la peau peut entraîner des dermatoses. L'ingestion du produit peut entraîner l'aspiration des gaz dans les poumons et provoquer une pneumopathie due aux substances chimiques. Une exposition répétée et prolongée aux vapeurs peut entraîner une modification du système nerveux. Lors d'ingestion orale, peut provoquer l'irritation du pharynx et de l'estomac. L'aspiration peut se produire directement ou suite à l'ingestion. L'exposition prolongée aux vapeurs peut provoquer des maux de tête, des dysfonctionnements du système nerveux et des palpitations cardiaques.

Après cette énumération de ces effets toxiques et écotoxiques, on comprend mieux pourquoi des niveaux déterminés en hydrocarbures pétroliers ne doivent pas être dépassés dans l'environnement. D'autre part, indépendamment de leur toxicité, les produits pétroliers se détectent à l'odeur ou au goût à très faibles doses. Ils constituent de ce fait, même en petite concentration, une nuisance potentielle pour les utilisateurs d'anciens terrains contaminés et peuvent avoir, même en très faible concentration, un impact sur les réserves d'eau souterraine lorsque celles-ci sont utilisées à des fins d'eau potable (Ministère de l'Environnement, 2002).

2.1.2 La législation québécoise

En mai 2002, l'Assemblée nationale du Québec adoptait le projet de loi n° 72 (2002, c. 11), soit la "Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains. "

Cette loi a pour objet l'établissement de nouvelles règles complémentaires à la Loi sur la qualité de l'environnement visant la protection des terrains ainsi que leur réhabilitation en cas de contamination.

La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* est l'élément clef de la stratégie ministérielle en matière de gestion des terrains contaminés au Québec. Elle

fournit l'encadrement destiné à assurer la préservation de l'intégrité des sols et de l'eau souterraine en prévenant leur contamination ponctuelle ou diffuse pouvant résulter d'activités industrielles ou commerciales, et la réhabilitation de terrains dégradés par ces mêmes activités, permettant ainsi aux terrains de réintégrer le cycle du développement durable (Environnement Québec, 2002).

Les critères génériques

Les critères génériques servent à évaluer l'ampleur d'une contamination ; ils servent également comme objectifs de décontamination pour un usage donné. Ils sont aussi utilisés comme outil de gestion des sols contaminés excavés et ont été établis de façon à assurer la protection de la santé des futurs utilisateurs et pour sauvegarder l'environnement. Pour Environnement Québec (2002) :

‘Ces critères constituent le mode d'intervention le plus facile à appliquer sur un terrain, et celui qui demande le moins de suivi et d'engagement pour l'avenir. Leur utilisation doit être le mode de gestion du risque considéré en priorité, et être conséquemment le plus couramment utilisé.’

‘L'utilisation des critères génériques de sols comme objectif de décontamination signifie que, pour un usage donné, tous les sols contaminés au-dessus du critère générique lié à l'usage doivent être excavés et gérés de façon sécuritaire, ou faire l'objet d'un traitement jusqu'à ce que la concentration des sols laissés en place atteigne ou soit inférieure à la valeur du critère générique.’

Pour les produits pétroliers, la gestion par critères génériques est la seule méthode de gestion autorisée par le ministère ; en effet, les résultats d'une analyse de risques ne peuvent servir d'arguments devant le ministère pour laisser le sol contaminé en place ; ainsi dès que les critères applicables au terrain seront dépassés, une décontamination doit avoir lieu (Environnement Québec, 2002).

Les trois niveaux de contamination (A, B, C) tels que définis par Environnement Québec (2002) sont les suivants :

Niveau A : Teneurs de fond pour les paramètres inorganiques et limite de quantification pour les paramètres organiques. La limite de quantification est définie comme la concentration minimale qui peut être **quantifiée** à l'aide d'une méthode d'analyse avec une fiabilité définie.

Niveau B : Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation résidentielle, récréative et institutionnelle.

Niveau C : Limite maximale acceptable pour des terrains à vocation commerciale, non situés dans un secteur résidentiel, et pour des terrains à usage industriel.

Les concentrations associées à chaque critère dépendent de chaque substance et peuvent être consultées sur le site Internet du ministère. En ce qui concerne les produits pétroliers (hydrocarbures C_{10} à C_{50}), les critères sont présentés dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 Critères génériques pour les hydrocarbures pétroliers

A	300 mg/kg de matière sèche
B	700 mg/kg de matière sèche
C	3500 mg/kg de matière sèche

À noter qu'en juillet 2001, Environnement Québec établissait un nouveau critère, le **critère D**, relatif à l'enfouissement des sols contaminés en lieux d'enfouissement sanitaire (LES). Ce critère est égal à 10,000 mg/kg pour les hydrocarbures pétroliers. Ainsi au dessus de cette valeur, les sols ne peuvent être enfouis et doivent être décontaminés.

Selon les critères des sols contaminés, Environnement Québec préconise des options de gestion différentes (Tableau 2.3).

Tableau 2.3 Grille de gestion des sols contaminés excavés (d'après Environnement Québec, 2002)

Niveau de contamination	Options de gestion
< A	Utilisation sans restriction.
Plage A - B	<ol style="list-style-type: none"> 1. Utilisation comme matériaux de remblayage sur les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation ou sur tout terrain à vocation commerciale ou industrielle, à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination du terrain récepteur 2. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un lieu d'enfouissement sanitaire (LES). 3. Utilisation comme matériaux de recouvrement final dans un LES à la condition qu'ils soient recouverts de 15 cm de sol propre.
Plage B - C	<ol style="list-style-type: none"> 1. Décontamination de façon optimale dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. 2. Utilisation comme matériaux de remblayage sur le terrain d'origine à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination du terrain et que l'usage de ce terrain soit à vocation commerciale ou industrielle. 3. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un LES.
> C	<ol style="list-style-type: none"> 1. Décontamination de façon optimale dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. 2. Si l'option précédente est impraticable, dépôt définitif dans un lieu d'enfouissement sécuritaire autorisé pour recevoir des sols.

Les limites des critères

Les valeurs de ces critères ne reposent sur aucune donnée de l'effet toxique. Un colloque, organisé par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) en 2001, présenta une possibilité d'intégrer de nouveaux paramètres dans le calcul des critères génériques pour les sols contaminés. Parmi les paramètres envisagés, on peut citer :

- les coûts et bénéfices liés aux actions de réduction des concentrations
- l'efficacité des technologies de décontamination

- le rôle de l'écosystème du sol
- l'esthétique
- les phénomènes d'érosion (âge de la contamination)

Il semble ainsi que des travaux soient actuellement menés pour rendre ces critères plus valables et pour qu'ils permettent une meilleure gestion des sites contaminés. Environnement Canada et les ministères de l'environnement provinciaux étudient la remise à jour de tous les critères génériques. Environnement Québec est également conscient des limites dans certains cas de la gestion de risques par critères et a donc mis certaines limites à la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. **L'Analyse de cycle de vie des technologies de biorémediation s'inscrit parfaitement dans cette vérification des critères génériques.**

2.1.3 La décontamination des sols contaminés au diesel

2.1.3.1 Les technologies existantes

Plusieurs technologies sont disponibles pour l'assainissement des sols contaminés au diesel. D'après Riser-Roberts (1998), il existe 15 technologies envisageables pour des contaminations au diesel. Ces technologies peuvent être biologiques, physiques, chimiques, ex-situ ou in-situ. Pour le diesel, les technologies les plus communément utilisées sont présentées dans le tableau 2.4.

Tableau 2.4 Caractéristiques des biotechnologies les plus couramment utilisées pour les sols contaminés au diesel (FRTR, 2002)

Technologie	Type de technologie	Applications	Conditions	Infrastructures
Biopiles	Traitement biologique ex-situ	Les sols excavés sont placés en piles et mélangés à des agents structurants et des amendements Aération par envoi d'air.	Toutes les conditions biophysicochimiques favorisant la biodégradation doivent être maintenues	Systèmes de récupération et de traitement des lixiviats et émissions gazeuses, système de surveillance des conditions physico-chimiques, système d'irrigation
Compostage	Traitement biologique ex-situ	Les sols excavés sont mélangés à des agents structurants et des amendements	Conditions thermophiles doivent être maintenues	Systèmes de récupération et de traitement des lixiviats et émissions gazeuses,
Bioventilation	Traitement biologique in-situ	Envoi d'oxygène dans le sol pour stimuler la biodégradation aérobie	Sol doit être perméable, humide, la nappe d'eau souterraine profonde et les températures élevées	Système de traitement des gaz en surface, tuyaux de ventilation dans le sol, pompes.

2.1.3.2 Le traitement en biopiles des sols contaminés au diesel

C'est un traitement par biopiles qui a été utilisé pour décontaminer le cas à l'étude (chapitre 3).

La technologie de biodégradation en piles est utilisée pour la décontamination de sols souillés aux hydrocarbures légers (diesel, huile à chauffage, mazout léger, huiles usées). Le diesel est un hydrocarbure semi-volatile mais facilement biodégradable. **Le traitement en biopile est communément utilisé et permet une décontamination très efficace (Quinn et al., 1997) pour les sols contaminés au diesel.** Sa rentabilité et son efficacité sont les deux arguments essentiels pour expliquer pourquoi cette technique est parmi les plus utilisées aujourd'hui (FRTR, 2002).

Le traitement en biopile est un procédé biologique contrôlé par lequel les contaminants biodégradables, tel le diesel, sont dégradés en CO_2 et H_2O sous des conditions aérobies. La technologie des biopiles implique la mise en pile des sols contaminés et la stimulation dans ces sols de l'activité microbienne par une aération et un amendement adéquat (copeaux de bois, nutriments). L'activité microbienne aérobie dégrade les constituants du diesel adsorbés sur les particules du sol. Les sols sont excavés et transportés sur une plate-forme imperméable munie d'infrastructures pour l'aération forcée du sol, le captage et le traitement des eaux de lixiviation, ainsi que pour la filtration de l'air vicié (filtres à tourbe et/ou charbon activé). Des membranes recouvrent le sol, l'isolent des précipitations et minimisent la propagation des composés organiques volatiles (COV) ainsi que les pertes de chaleur. L'ensemble de ces infrastructures ainsi que la possibilité d'ajouter des nutriments, des surfactants et/ou des agents structurants (résidus de bois) permettent de maintenir des conditions optimales pour la biodégradation des contaminants organiques (température, humidité, aération) par des micro-organismes adaptés (FRTR, 2002).

Les sols contaminés au diesel et ainsi traités atteignent généralement le critère B de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés entre 6 et 24 mois et sont ensuite utilisés comme remblai sur le terrain restauré ou comme matériel de recouvrement de lieux d'enfouissement sanitaire ou de dépôts de matériaux secs. Lorsque la contamination affecte un sol à texture fine, le temps de traitement peut être multiplié par deux ou trois par rapport à un sol sableux (Riser-Roberts, 1998). Le temps requis pour obtenir un rendement maximal varie de deux à quatre semaines pour la contamination à l'essence, et de trois à six mois pour la contamination au diesel (FRTR, 2002).

Application

Les biopiles ont montré leur efficacité dans la réduction de la quasi-totalité des produits pétroliers (FRTR, 2002). Les produits pétroliers les plus volatiles comme l'essence tendent à se volatiliser durant l'aération des piles et sont dans une moindre mesure également dégradés par la respiration microbienne. Les produits pétroliers moyennement volatiles comme le diesel ont un pourcentage de constituants volatiles plus faible. La biodégradation de ces composés est plus importante que leur volatilisation. Les produits pétroliers plus lourds (non-volatiles) comme les huiles de chauffage ou les huiles lubrifiantes ne se volatilisent pas durant l'aération des piles : le mécanisme dominant est alors la biodégradation. Cependant, ces produits ont un poids moléculaire élevé et requièrent un temps de dégradation plus élevé (Rise-Roberts, 1998). Au Québec, pour les sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers, ce sont classiquement les biopiles qui sont utilisées pour décontaminer ces sols. Les limites principales du traitement en biopile sont l'obligation d'excaver le sol avant de le traiter et un temps de traitement assez long.

Conditions opérationnelles

Une dégradation maximale peut être obtenue par l'optimisation, dans les biopiles, de plusieurs facteurs physico-chimiques :

- **Aération** : de tous les facteurs métaboliques, l'oxygène est le plus important et l'aération doit donc être efficace pour un traitement réussi. L'aération active (celle appliquée dans notre cas) permet le contrôle du flux et une biorémediation plus rapide. Même si pour le cas du diesel, l'émission de produits volatiles ne devrait pas avoir lieu, un système de collecte est prévu par mesure de précaution.
- **Humidité** : l'eau doit être accessible aux micro-organismes mais pas en excès. En effet, l'eau en excès peut avoir des effets indésirables comme la réduction d'une aération efficace (en occupant une fraction importante des pores du sol) ou une lixiviation des contaminants et

nutriments de la biopile. L'EPA recommande une humidité égale à 70-90% de la capacité au champ du sol (Von Fanhestock et al., 1998).

- **pH** : un pH permettant une activité microbienne doit être maintenu (entre 6 et 9) (Von Fanhestock et al., 1998)
- **Température** : le taux de croissance bactérienne est fonction de la température. Il a été montré que l'activité microbienne diminue significativement quand la température est inférieure à 10°C et supérieure à 45°C (Von Fahnestock et al., 1998). La température du sol varie avec la température de l'air ambiant, ce qui explique que certaines périodes de l'année sont plus propices que d'autres aux traitements en biopiles. Dans les climats continentaux comme le Québec, le traitement est arrêté de décembre à mars.
- **Apport nutritif** : les contaminants et composés organiques du sol fournissent généralement une source suffisante de carbone aux micro-organismes, mais la disponibilité d'autres nutriments tels l'azote, le phosphore ou le potassium peut être insuffisante comparée à la source de carbone (C:N:P = 100:15:1) (Riser-Roberts, 1998). Dans le cas où ce ratio ne serait pas atteint, l'ajout de nutriments dans la biopile est nécessaire.
- **Microflore** : de nombreuses études indiquent que les micro-organismes indigènes au mélange sol/amendement sont capables de dégrader efficacement les hydrocarbures pétroliers (Von Fahnestock et al., 1998). Un sol contient normalement un grand nombre de microorganismes. Les bactéries sont les microorganismes les plus nombreux et les plus actifs en activité biochimique particulièrement en faibles concentration en oxygène. L'activité des ces micro-organismes nécessite de bonnes conditions d'humidité. De fortes concentrations de composés pétroliers ou de métaux lourds dans le sol peuvent être toxiques ou inhiber la croissance et reproduction des bactéries responsables de la biodégradation des

contaminants. Inversement, de faibles concentrations de contaminants seront à l'origine d'une activité microbienne réduite.

Les caractéristiques du sol contaminé influencent également l'efficacité de la biodégradation.

- *La texture influence la perméabilité, le taux d'humidité et la densité du sol.* Une faible perméabilité empêche une distribution uniforme de l'air, de l'eau et des nutriments mais augmente le taux d'humidité.

- *La présence de micropores* inaccessibles aux micro-organismes mais où le diesel peut être présent peut limiter la biodégradation.

- *La teneur en matière organique* influe également sur la biodisponibilité du contaminant.

La matière organique est composée de substances humiques de poids moléculaire élevé et de substances basiques et acides de poids moléculaire plus faible. Le diesel a un coefficient de partition octanol-eau (K_{ow}) compris entre 9^{E2} et 3^{E11} selon ses fractions, ce qui lui confère une tendance élevée à être **sorbé** dans les sols riches en matière organique. Ainsi, plus le sol contaminé sera riche en matière organique, plus la proportion de diesel disponible pour la biodégradation sera faible. Des phénomènes de **complexation** avec la matière organique peuvent également ralentir la biodégradation. Ainsi plus le sol traité sera riche en matière organique, plus la biodégradation sera difficile à réaliser.

Conception

La hauteur classique des piles varie entre 1 et 2.5 mètres (Figure 2.2) (FRTR, 2002, Von Fahnestock et al., 1998). Le volume d'une biopile peut représenter jusqu'à 14,000 m³ (Von Fahnestock et al., 1998). Les longueurs et largeurs des piles ne sont pas limitées mais des contraintes d'espace et de machinerie (largeur des tracteurs retournant les piles par exemple)

peuvent exister (Von Fahnestock et al., 1998). Une aire de travail et de stockage autour des piles est nécessaire.

Le sol mis en pile est un mélange de sol contaminé, de nutriments pour augmenter l'activité microbienne, d'amendements, d'agents stabilisants et de produits chimiques pour contrôler le pH. L'humidité est contrôlée par l'ajout d'eau via un système d'irrigation à travers toute la pile. Les effluents gazeux et liquides sont traités sur place. L'émission de composés volatiles peut être également contrôlée par un système de récupération et de traitement (tour d'humidification et biofiltre) des émissions gazeuses. Pour le traitement de l'effluent gazeux, un contrôle rigoureux des filtres permet d'assurer un rendement stable. Le suivi environnemental comprend des mesures de la qualité de l'air ambiant et des eaux souterraines.

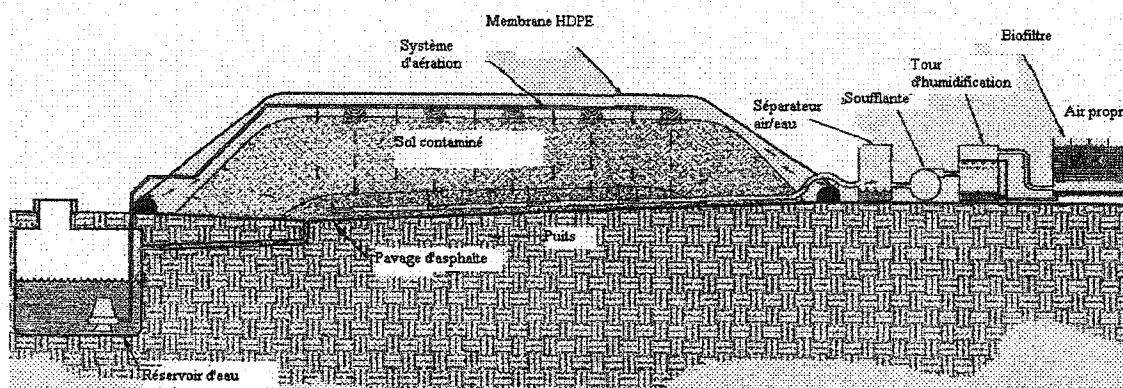


Figure 2.2 Schéma d'une biopile - Principes d'Opération (d'après Ultramar, 1999)

En résumé, le traitement par biopile des sols contaminés au diesel constitue aujourd'hui un traitement efficace, contrôlé, dont les inconvénients essentiels résident dans les infrastructures nécessaires et l'incapacité d'atteindre un niveau de contamination nul (Tableau 2.5)

Tableau 2.5 Avantages et désavantages d'une décontamination par biopiles (FRTR, 2002)

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Conception et implantation relativement simple ▪ Temps de traitement courts : 6 mois à 2 ans en conditions optimales ▪ Coûts compétitifs : 30 à 90\$/tonne de sol contaminé ▪ Efficace même sur des constituants organiques avec des taux de biodégradation faibles ▪ Nécessite relativement peu d'espace ▪ Peut être conçu comme un système clos : les émissions gazeuses peuvent être contrôlées ▪ Peut être conçu pour être potentiellement efficace quel que soit le type de sol et le type de produit pétrolier 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Réduction des concentrations >95% et concentrations des contaminants <0.1ppm sont très difficiles à atteindre ▪ Peut ne pas être aussi efficace pour des concentrations élevées de contaminants (>50,000ppm pour les HCP) ▪ La présence de concentrations élevées de métaux lourds peut inhiber la croissance microbienne ▪ Les constituants volatils tendent à se volatiliser plutôt que de se biodégrader durant le traitement ▪ La génération d'émissions gazeuses peut nécessiter un traitement de ces émissions ▪ Peut nécessiter dans certains cas un traitement des lixiviats

Limites d'application

Les facteurs limitant l'application de la technologie sont (Von Fahnestock et al, 1998):

- la perméabilité du sol (il est préférable que le sol ne contienne pas plus de 60 % de silt et d'argile);
- le caractère réfractaire de certains contaminants à la biodégradation (HAP, BPC et autres hydrocarbures chlorés) ;
- la présence de substances toxiques en concentration élevée dans le sol (cuivre, plomb, mercure...).

Contamination résiduelle

Une des caractéristiques des biotraitements est qu'ils laissent toujours en place une contamination résiduelle. Cette contamination restante maintient ainsi après l'assainissement du terrain un impact local écotoxique et toxique. Cet impact résiduel dépend du niveau de contamination atteint (critère B ou A). Dans le cas du diesel, ce sont les fractions les plus lourdes aliphatiques ($>C_{21}$) (ayant le K_{ow} le plus élevé par rapport aux autres fractions constitutives du diesel) qui sont les plus susceptibles d'être adsorbées à la matière organique et donc d'être réfractaires à la biodégradation. Ces fractions sont également les plus difficiles à dégrader par les micro-organismes. Ces fractions ont un niveau de toxicité comparable aux fractions plus légères qui ont été, elles, dégradées par les micro-organismes. Cookson (1995) a également montré que ce sont essentiellement les composés aliphatiques qui demeuraient après dégradation des hydrocarbures pétroliers. De façon générale, on peut donc prédire que la contamination résiduelle après dégradation dans les piles sera essentiellement composée des fractions lourdes aliphatiques du diesel.

2.2 L'analyse de Cycle de vie

2.2.1 Historique

L'**écologie industrielle** est un champ d'étude situé à l'intersection de l'économie des ressources, du droit environnemental et de l'ingénierie industrielle. Le concept a été suggéré en 1989 dans *Scientific American* par Robert Frosch (Desrochers, 1998). La vision de Frosch est simple: pourquoi notre système industriel ne se comporterait-il pas comme un écosystème où les rebuts d'une espèce servent de ressources à d'autres espèces? Pourquoi les déchets d'une entreprise ne deviendraient-ils pas les intrants d'une autre entreprise? On réduirait ainsi la consommation de matières premières et la pollution, tout en permettant aux entreprises d'économiser sur leurs frais

d'incinération ou d'enfouissement. Cette vision apparaît comme une approche plus consensuelle que la réduction de la production industrielle ou la destruction des déchets prônées par certains organismes environnementaux. L'écologie industrielle, qui analyse tous les composants d'un système industriel (sans se borner aux simples "sorties" polluantes), vise à optimiser les flux de matière et d'énergie en valorisant ressources et déchets par delà les bornes d'une entreprise (à l'échelle d'une zone d'activité, d'une filière ou d'un territoire par exemple). L'écologie industrielle constitue une avancée notable dans le milieu de la pensée écologique contemporaine.

L'analyse du cycle de vie (ACV), qui comptabilise les flux de matière et d'énergie d'un produit du berceau à la tombe, entre dans cette logique d'écologie industrielle.

Le cycle de vie d'un produit est constitué des étapes consécutives et inter reliées de la vie du produit partant de l'extraction des matières premières jusqu'aux mécanismes de disposition finale. Chacune de ces étapes contribue à la charge du produit sur l'environnement.

La gestion par cycle de vie est un concept récent qui s'est développé au fur et à mesure de la prise de conscience environnementale par les industries, le public et les gouvernements. Ses racines se situent au niveau de la modélisation globale et des audits énergétiques réalisés vers les années 70.

La première ACV réalisée par une industrie est celle de Coca-Cola en 1969 qui au vue des résultats obtenus décida de changer ses cannettes en acier par de l'aluminium (ADEME, 2002). Pourtant ce n'est que dans les années 90 que d'une part, une méthodologie structurée a été mise en place et normalisée (ISO 14040) et que d'autre part, les institutions (SETAC, EPA, EEA, Agences liées à l'environnement) ont soutenu des études ou des projets destinés à promouvoir cette notion d'intégration de la totalité de la chaîne de vie d'un produit pour évaluer ses impacts sur l'environnement. Ainsi en Europe, on a vu émerger ce type d'analyses en Allemagne, en

Suisse ou encore en Suède, dans les secteurs plus particuliers de l'automobile, de la construction, de l'emballage et de la papeterie.

2.2.2 Etat de l'art de l'ACV

2.2.2.1 Concept de la démarche du cycle de vie

L'Analyse du Cycle de Vie est un outil d'aide à la décision. Cette méthode a été développée en vue de disposer d'une approche intégrée permettant d'évaluer la contribution aux impacts environnementaux du cycle de vie d'un produit. Le terme " produit " est à entendre au sens large : il désigne un produit au sens strict ou un service ou procédé. Dans certains cas, l'analyse peut se limiter à un procédé ou à une filière de traitement particulière.

Ainsi, sont pris en compte dans cette approche la consommation des ressources et la production d'émissions aux différents stades d'une filière, leur répartition dans les milieux récepteurs et les transferts de pollution d'une étape à une autre. Pour ce faire, une comptabilité analytique des flux de matière et d'énergie associés à la production d'un produit est développée. L'inventaire des flux prend en compte à la fois les flux directs (liés aux étapes du système directement étudié) et les flux indirects (liés aux filières connexes au système étudié). Ces derniers sont généralement limités aux contributions significatives (transport, production de l'électricité consommée, traitement des déchets...). Les principaux flux considérés sont les suivants : consommation de matières premières, consommation d'énergie, consommation d'espace, rejets dans l'air, rejets dans l'eau, déchets mis en décharge, rejets thermiques, bruit, odeur.

Les valeurs retenues pour ces inventaires reposent soit sur des données spécifiques au site étudié, soit sur des valeurs moyennes (notamment dans le cas des impacts associés à la consommation d'énergie ou aux transports). Comme nous le soulignerons dans la présentation des résultats

(chapitre 4), la prise en compte de valeurs moyennes peut dans certains cas masquer des variations importantes et il convient donc de les manier avec prudence.

Une fois les inventaires quantifiés, l'étape suivante consiste à évaluer les impacts sur l'environnement.

Selon les études, les indicateurs retenus pourront donc se limiter à proposer une classification des flux en fonction du milieu concerné (énergie, matières premières, émissions dans l'air, rejets dans l'eau, déchets solides), alors que d'autres études proposent des "écofacteurs" (calculés en fonction de la situation écologique d'une région spécifique) ou encore des valeurs monétaires associées aux dommages estimés sur l'environnement.

L'ACV est particulièrement intéressante dans la **perspective de durabilité** puisqu'elle couvre l'ensemble du cycle de production d'un produit et permet d'éviter que les améliorations environnementales locales ne soient que la résultante d'un déplacement des charges polluantes (Figure 2.3). Elle présente l'avantage d'engendrer une forte interaction entre performance environnementale et fonctionnalité économique puisque les émissions polluantes et l'utilisation de matières premières sont rapportées à l'unité représentative de la fonction du produit ou du système étudié.

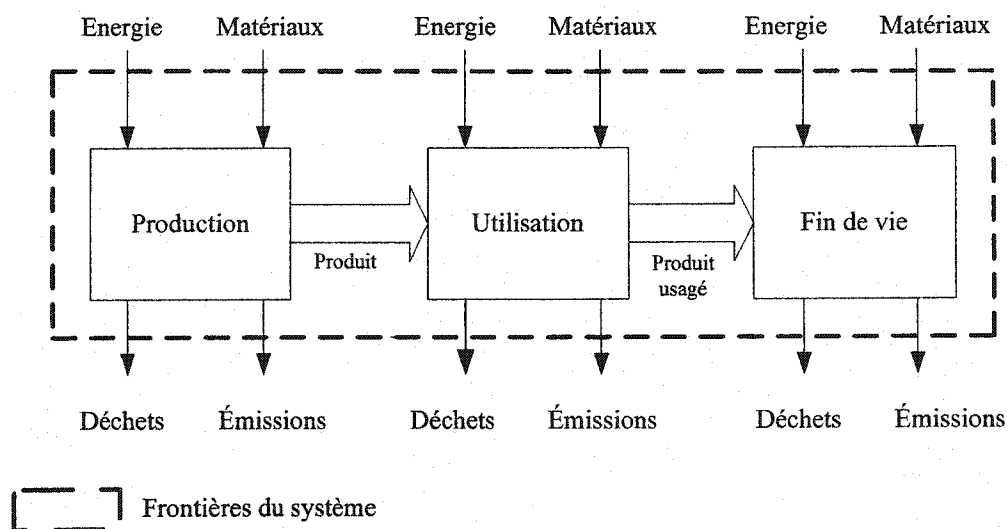


Figure 2.3 Procédés considérés dans une ACV

La méthodologie de l'ACV est articulée en quatre étapes bien distinctes mais interdépendantes car, tout au long de l'étude, de fréquents retours sont nécessaires, ce qui rend la démarche générale **itérative**. Sa pratique est aujourd'hui normalisée par la série ISO 14040 (Tableau 2.6). Les normes sont établies pour donner des précisions dans la méthode de conduite d'une ACV. Elles définissent par exemple la façon dont doit être mené l'inventaire pour éviter toute dérive dans l'interprétation ultérieure liée à des évaluations non rigoureuses : évaluations ou mesures de données, précisions des mesures, etc....

Tableau 2.6 Normes ISO relatives à l'Analyse du Cycle de Vie

ISO14040	Principes et cadre d'une ACV
ISO14041	Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire
ISO14042	Analyse de l'impact d'une ACV
ISO14043	Guide d'interprétation d'une ACV
ISO 14048	Format de documentation des données
ISO 14049	Exemples d'application de l'ISO 14041 traitant de la définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire

L'ACV peut être, du fait de son caractère itératif, plus ou moins sélective, plus ou moins simplifiée (on parle alors d'**ACV simplifiée** ou **Streamlined LCA**) en fonction de la question posée, des données initiales disponibles et de la précision recherchée dans les résultats. A l'heure actuelle, on peut considérer que toutes les ACV menées sont simplifiées à un degré plus ou moins important. Dès qu'il y a exclusion d'un élément, l'ACV est en fait simplifiée et non complète.

L'ACV complète d'un produit, particulièrement pour un produit complexe telle une télévision, constitue un exercice coûteux et long. Idéalement, une ACV devrait nécessiter un temps et des efforts limités tout en donnant les mêmes résultats fiables qu'une ACV plus détaillée. C'est dans cet esprit que le concept d'ACV simplifiée s'est développé (Hunt et al., 1998).

Lors d'une ACV simplifiée, des prises de décision interviennent tout le long de l'ACV pour décider si tel ou tel impact est significativement important ou si tel ou tel procédé peut être exclu de l'analyse, tout en ne modifiant pas les résultats finaux de l'étude. Des exemples de simplification sont (Hunt et al., 1998) :

- Limiter le nombre de catégories d'impacts étudiées (celles sélectionnées sont celles qui jouent un rôle prépondérant dans l'impact global du système)
- Limiter ou éliminer tout ou une partie des flux en aval et en amont
- Concentrer l'étude sur des impacts environnementaux spécifiques

- Utiliser des données qualitatives et quantitatives Utiliser des données substituts Établir des règles d'exclusions par des critères massiques, volumiques ou énergétiques. Ces critères d'exclusions sont même conseillés par ISO 14040 dans la réalisation d'ACV classiques :

- *Le critère de masse* consiste à inclure les entrants massiques qui contribuent au delà d'un certain pourcentage (en général $>1\%$) à la somme des entrants massiques du système global.
- *Le critère énergétique* consiste à inclure les entrants énergétiques qui contribuent au delà d'un pourcentage défini (en général $>1\%$) à l'entrant énergétique du système global
- *Le critère de pertinence environnementale* consiste à inclure les entrants qui contribuent au delà d'un certain pourcentage à une catégorie définie comme importante pour l'analyse des impacts.

La difficulté majeure pour réaliser une ACV simplifiée est l'identification de ce qui peut ou non être omis de l'étude sans altérer les résultats finaux. L'ACV simplifiée va alors se concentrer uniquement sur les étapes du système ou sur les impacts identifiés comme significatifs pour le produit, procédé ou service étudié.

2.2.2.2 Principales applications

Les applications des analyses de cycle de vie sont nombreuses :

1) Une des premières est de **quantifier l'impact environnemental** d'une décision (choix d'investissement, choix de fournisseur, choix de mode d'élimination des déchets - incinération, mise en décharge, recyclage), afin de connaître les changements engendrés par cette décision par rapport à la situation précédente (ADEME, 2002).

Il est possible ainsi :

- ❑ d'éviter les transferts de pollution d'un milieu naturel à un autre,
- ❑ de déterminer les possibilités de réduction de consommation et de pollution, face à une situation donnée.

Cette première application a des implications aussi bien au sein d'une entreprise qu'auprès de ses fournisseurs (choix concurrentiel). L'application concurrentielle des ACV est d'ailleurs très développée.

2) Les ACV permettent de **comparer deux produits** entre eux, sur la base de leur fonction (on compare à " service rendu équivalent "). Il est possible ainsi :

- de communiquer des résultats comparatifs, comptabilisant les améliorations environnementales du nouveau produit, de répondre à des attaques des concurrents (e.g. bouteille en polyéthylènePET recyclée contre bouteille verre réutilisée),
- d'asseoir une stratégie de développement fondée sur une connaissance de ses points et de ses points faibles et surtout d'identifier les meilleurs leviers d'amélioration, etc.

Les questions posées par le commanditaire dans une ACV peuvent porter sur différentes étapes de production (Tableau 2.7).

L'enjeu majeur de l'utilisation des ACV est d'identifier les principales sources d'impacts environnementaux générés par les produits ou les procédés et donc de quantifier l'impact environnemental d'une décision. Elle présente une vision globale modélisée de ces impacts selon diverses alternatives envisagées.

Il est possible ainsi :

- d'éviter ou, le cas échéant de contrôler les transferts de pollution d'un milieu naturel à un autre ;
- de déterminer les possibilités de réduction de consommation et de pollution, face à une situation donnée.

L'ACV est un outil d'aide à la décision pour les politiques industrielles (choix de conception et d'amélioration de produits, choix de procédés, etc.) ou les politiques publiques (choix de filières de valorisation des déchets, etc.).

Pour un organisme ayant la maîtrise de la conception de produits, l'analyse du cycle de vie trouve sa place dans la mise en œuvre d'un système de gestion environnementale. L'ACV permet dans ce cas d'identifier les aspects environnementaux déterminants de ses produits et de ses services (Wrisberg et al., 2002).

L'emploi de l'ACV se généralise de plus en plus dans divers secteurs économiques et pour des applications variées. Elle reste néanmoins un outil complexe qui nécessite des moyens et des outils performants

Tableau 2.7 Exemples de questions posées par le commanditaire d'une ACV
(ADEME, 2002)

Types de questions	Exemples
sur le choix de procédé ou de filière d'élimination des déchets	Sur un site industriel donné, vaut-il mieux brûler les déchets d'emballage plastiques ou les laver et les déchiqueter pour recycler le plastique ?
sur une décision d'investissement,	Pour limiter efficacement les émissions acides, faut-il investir dans un traitement de fumée du site de production, changer de procédé de combustion, ou réduire les rejets acides d'une autre étape du cycle de vie du produit ?
sur la conception de produits ou de services nouveaux,	Un industriel a décidé d'ajouter à sa gamme un produit dont la caractéristique majeure est la légèreté, ce qui implique un changement de matériaux. Quels sont les impacts amont (consommation de produits, pollution générée par les nouveaux procédés mis en œuvre) et aval (quantification des impacts à l'utilisation, fin de vie) de ce nouveau produit ?
sur l'amélioration de l'organisation de la logistique,	Comment améliorer l'emballage des produits intermédiaires achetés et réduire le volume d'emballages éliminés sur le site de production ?
sur la définition d'une politique publique	Discussion sur la hiérarchisation environnementale des emballages.
sur l'élaboration des critères de certains écolabels,	Quels sont les critères pertinents à retenir dans une catégorie donnée de produits lors de l'élaboration des exigences d'un écolabel ?

2.2.3 Méthodologie et Procédure

Une ACV comporte quatre étapes comme le montre la figure 2.4.

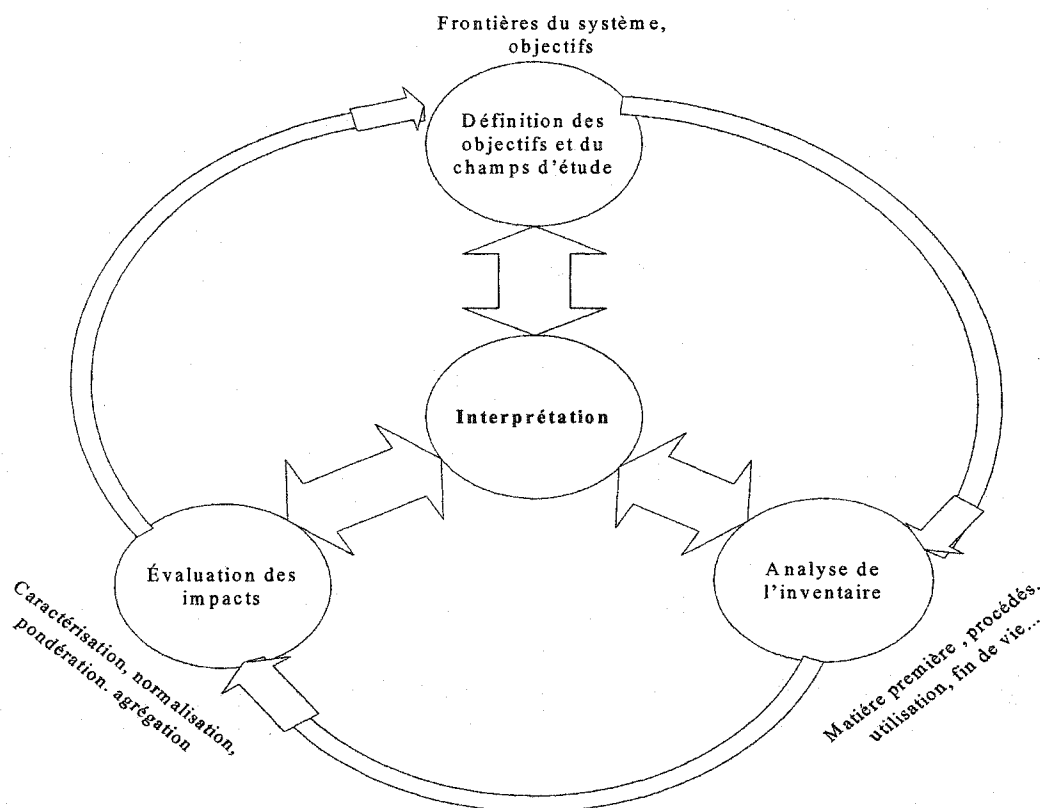


Figure 2.4 Éléments d'une ACV

2.2.3.1 Objectifs & Champs d'étude

Chaque analyse du cycle de vie est construite pour répondre à des questions précises.

La définition des objectifs et du champ de l'étude conditionne donc les choix méthodologiques de chaque étape (inventaire, évaluation des impacts, interprétation) et par voie de conséquence les résultats : l'ACV est "goal-dependant". Le principe de l'ACV est de comptabiliser les prélèvements et les rejets existants entre le système technique et son environnement naturel. Ces flux sont qualifiés 'd'élémentaires' par ISO 14040. Tout le problème de la délimitation des frontières de l'étude est de savoir où commence cet environnement et ce qu'il contient. L'ACV

exige théoriquement que le système étudié soit délimité de manière à n'échanger avec l'extérieur que des flux élémentaires. Or dans le réseau d'activités interdépendantes dans lequel nous vivons, ceci aboutit à des systèmes extrêmement complexes, qui peuvent coïncider avec la totalité de la sphère technique (Blanc, 1999). Le cycle de vie d'un produit peut alors se développer de manière infinie.

Cette première étape se précise de manière itérative au fur et à mesure de l'avancée de l'analyse. On retrouvera, par exemple, la définition des frontières de l'étude, la définition des fonctions du (ou des) produit(s), l'exigence de la qualité des données nécessaires à l'analyse de l'inventaire (ISO 14041, 1998), les types des impacts et leurs indicateurs nécessaires à l'évaluation des impacts environnementaux (ISO 14042, 2000).

2.2.3.2 Inventaire

Dans un premier temps, l'**unité fonctionnelle** (UF) est définie. Il s'agit de l'unité à laquelle sera rapporté l'ensemble des flux représentatifs de la fonction du produit ou service étudié (EEA, 1998). La définition d'un produit ou la comparaison de deux produits entre eux passent par une caractérisation claire de la (ou des) fonction(s) remplie(s). L'unité fonctionnelle fournit une définition quantifiable de la fonction à partir d'un flux de référence, pouvant faire l'objet de tests reproductibles.

La sélection des procédés à faire figurer dans le cycle de vie d'un système est également une procédure itérative. Il s'agit d'identifier les flux que l'on va suivre jusqu'à l'environnement (extraction ou émission). Un premier choix peut être fait et la collecte de nouvelles informations peut modifier ce choix d'où l'itération.

Pour procéder au **bilan matière-énergie**, il faut définir le système étudié (système de produit) et le découper en sous-systèmes (ou procédés) moins complexes dont les entrants et sortants sont connus (Figure 2.5).

On constitue ainsi l'inventaire qui est un véritable travail de comptabilité analytique des flux et donc de collecte de données. La collecte des données est la partie la plus laborieuse et difficile de l'ACV. En effet, les données sont parfois inexistantes, leur qualité souvent douteuse. Les entrants sont comptabilisés (quantités de matières premières et les énergies consommées), ainsi que les sortants (les rejets dans l'air, l'eau, ainsi que les volumes de déchets solides) pour tout ou partie du système étudié. Toutes les données sont ensuite ramenées à l'unité fonctionnelle.

Les limites initialement fixées peuvent être élargies et la qualité des données redéfinies.

Le recueil et le traitement des données se font conformément à la définition des objectifs comme le précise la norme ISO 14041 "Définition des objectifs et du champs de l'étude - analyse de l'inventaire".

Allocations et recyclages

En général, les procédés n'ont ni une entrée, ni une sortie unique. Par conséquent, certains flux des sous-systèmes présents dans l'arbre des procédés unitaires ne sont pas directement liés au cycle de vie étudié (Chevalier, 1999). Certains procédés font aussi appel à des flux extérieurs au cycle de vie auquel ils appartiennent (recyclages). Il faut alors procéder à des affectations : "lorsqu'un système rend plusieurs services (cofonctions), comment répartir la charge environnementale totale de ce système entre les différents services?". ISO 14041 propose différentes procédures pour gérer les problèmes d'allocation :

1. Eviter autant que possibles les allocations en divisant le procédé étudié en sous unités exclues du champ d'étude ou bien en élargissant les frontières de l'étude;

2. Lorsque l'évitement n'est pas possible, répartir la charge environnementale sur des bases physiques;
3. Lorsque l'utilisation des causalités physiques est impossible, utiliser des causalités économiques ; c'est-à-dire affecter des charges environnementales à deux co-produit au prorata de leur valeur économique.

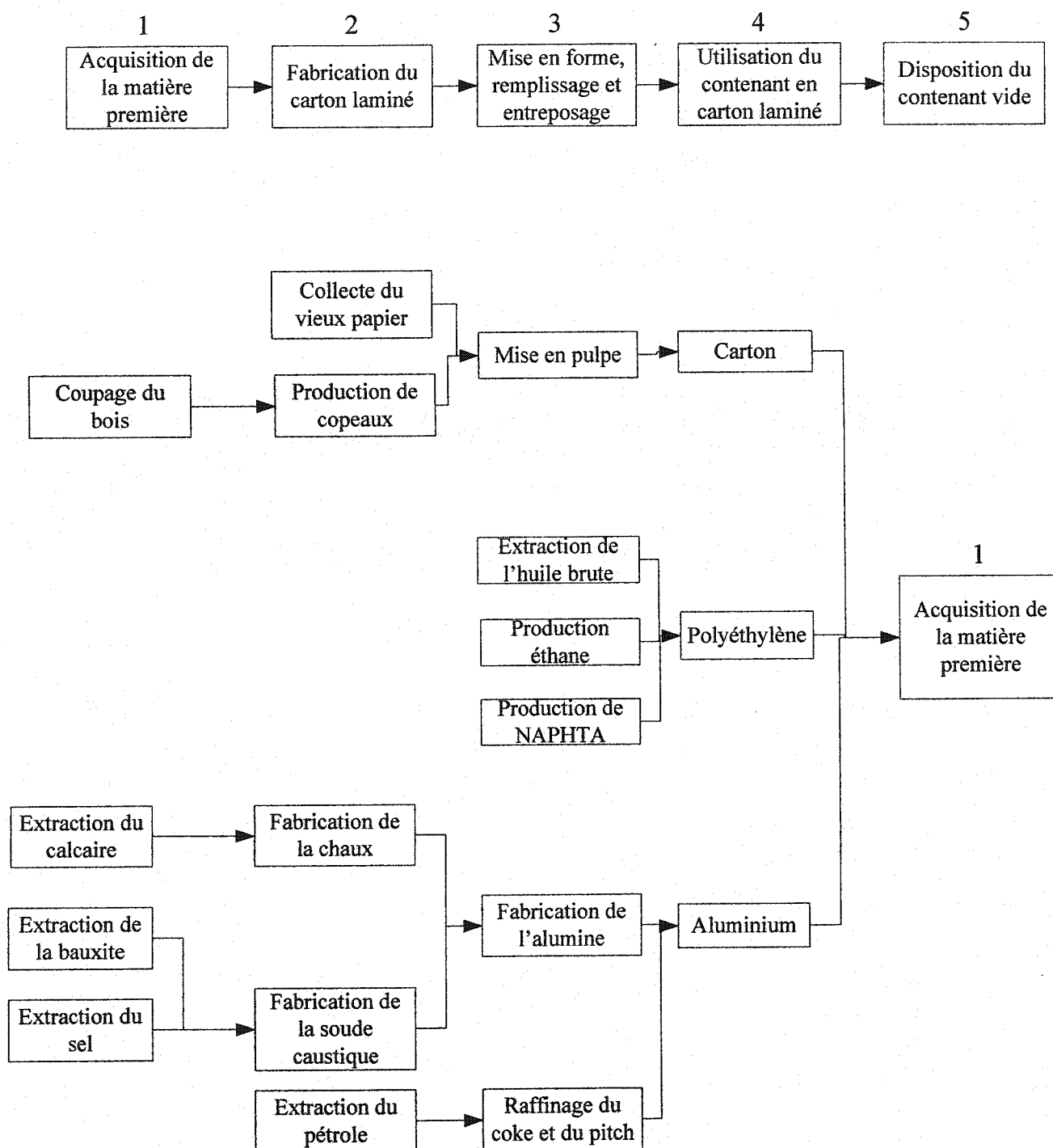


Figure 2.5 Exemple de construction d'un cycle de vie

2.2.3.3 Qualification des données

Il est important d'apprécier la qualité des données de l'inventaire pour évaluer la confiance que l'on peut accorder aux résultats d'une ACV (Rousseaux et al., 2001). En effet, assurer une bonne qualité des données d'inventaire est l'une des conditions à remplir afin d'assurer une bonne qualité des résultats de l'ACV. Ce concept peut être illustrée comme suit :

Qualité des données d'inventaire	X	Qualité de la méthode ACV	=	Qualité des résultats de l'ACV
---	----------	--------------------------------------	----------	---

On entend par qualité des données, la **pertinence de leur source et de leur représentativité** pour répondre aux objectifs de l'étude.

Les exemples ci-dessous illustrent l'importance d'une bonne adéquation de la représentativité des données au problème posé. Ils montrent que chaque type de question, comportant des problèmes de nature différente, entraîne des interrogations préalables très différentes en ce qui concerne les sources, la précision et la représentativité des données :

Objectif – Exemple

Prendre une décision technique, choisir ou optimiser un procédé

Le procédé étudié représente-t-il un niveau technologique suffisamment évolué et couramment utilisé dans la filière ?

Concevoir un produit ou un service

Le produit à étudier représentera-t-il une production marginale de l'industriel ou les décisions prises engageront-elles l'intégralité de sa filière ?

Prendre une décision concernant l'organisation des liens entre plusieurs acteurs :

Le fournisseur considéré est-il le plus important pour l'ensemble des sites de l'industriel commanditaire, ou est-ce une particularité locale du site choisi pour recueillir les données ?

Prendre des décisions concernant des politiques publiques :

Le site choisi pour évaluer l'intérêt écologique d'une politique publique est-il véritablement représentatif de l'ensemble des sites de la collectivité ou du territoire concernés ?

2.2.3.3.1 *Les différentes méthodes*

Il existe 2 approches pour l'opérationnalisation de la qualification des données en ACV (Van Den Berg, 1999) :

- Approche qualitative : cette méthode consiste à définir des indicateurs de catégories pour l'ACV. Chaque donnée (qui peut concerner un flux, un procédé ou tout le système de produit) est notée selon une échelle pour chaque indicateur. Selon les méthodes, les indicateurs sont les mêmes quels que soit le type de donnée (flux, procédé, système) comme la méthode RECORD (Cayeux, 1998) ou bien différents comme pour la méthode développée par Wrisberg (Van Den Berg, 1999). De même, selon la méthode, ces scores peuvent être agrégés (RECORD, 2000).
- Approche probabilistique : cette méthode permet d'intégrer la qualité d'une donnée et son incertitude. La répartition de probabilité de la valeur d'une donnée est ainsi modifiée selon la qualité de cette même donnée.

2.2.3.4 **Évaluation des impacts**

L'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) permet d'évaluer les résultats de l'analyse de l'inventaire pour mieux comprendre leur signification environnementale (ISO 14042, 2000). C'est donc un processus qualitatif et/ou quantitatif pour identifier, caractériser et évaluer les impacts potentiels des interventions environnementales identifiées dans l'analyse des inventaires (Barnthouse, 1998). Elle permet ainsi d'examiner le système de produit dans une perspective environnementale en utilisant des catégories d'impact et des indicateurs de catégories en liaison avec les résultats de l'analyse de l'inventaire (ISO 14042, 2000). Les **catégories d'impacts** sont des classes définies par un mécanisme environnemental propre qui représente les aspects environnementaux étudiés et dans lesquelles les résultats de l'analyse de l'inventaire peuvent être affectés.

Ces catégories sont de trois types :

- **Catégories d'impacts locaux** : elles concernent les impacts ayant des répercussions à l'échelle locale, c'est-à-dire dans l'environnement immédiat de la source d'impact : toxicité humaine, écotoxicité, impacts physiques tels que le bruit, les odeurs, les vibrations
- **Catégories d'impacts régionaux** : elle concernent les impacts sur l'environnement ayant des répercussions à l'échelle régionale comme l'eutrophisation ou l'acidification.
- **Catégories d'impacts globaux** : elle concernent les impacts sur l'environnement ayant des répercussions à l'échelle globale, c'est-à-dire sur la planète Terre dans son ensemble : réchauffement planétaire, diminution de l'ozone stratosphérique, émissions toxiques persistantes, consommation de ressources non renouvelables

Quant aux **indicateurs de catégories**, ils sont une représentation quantifiable d'une catégorie d'impact qui permettent de refléter l'agrégation de tous les résultats de l'analyse de l'inventaire contribuant à cette catégorie après leur conversion par des facteurs de caractérisation en une unité commune. Un exemple d'indicateur de catégorie est le potentiel de réchauffement global (PRG) pour la catégorie d'impact " effet de serre".

Cette évaluation possède plusieurs éléments, certains obligatoires, d'autres facultatifs (Figure 2.6). Cette étape n'est pas actuellement harmonisée parmi les différentes études de type ACV dans la mesure où elle suppose que des hypothèses soient retenues concernant :

- la prise en compte des incertitudes scientifiques quant aux effets attendus,
- la complexité des mécanismes de transfert et d'exposition,
- la hiérarchisation et l'agrégation des indicateurs.

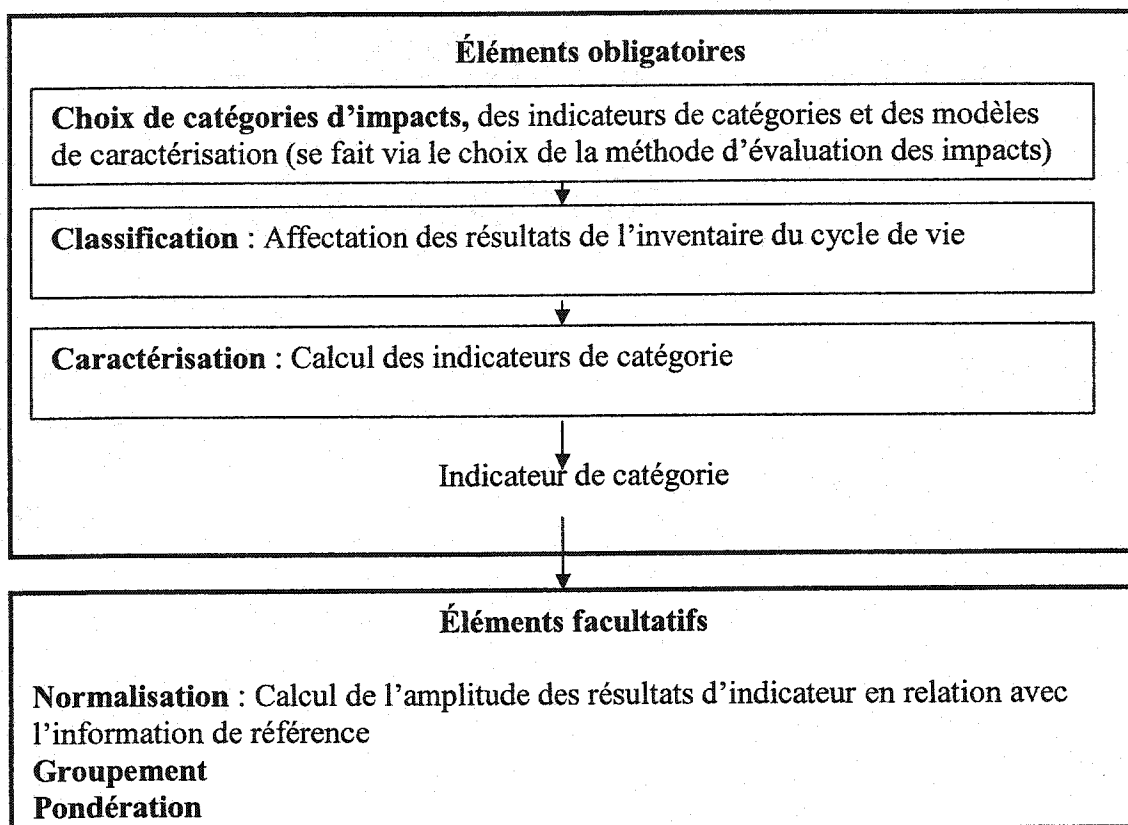


Figure 2.6 Les étapes d'une évaluation des impacts d'après ISO14042 (ISO 14042, 2000)

L'évaluation des impacts peut se faire selon différentes méthodes (EDIP, Eco-Indicator 99, CML...). Ces méthodes diffèrent dans leur méthode de caractérisation, leur méthode de normalisation et leurs facteurs de pondération.

2.2.3.4.1 *Choix des catégories d'impacts*

La première étape de l'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) consiste à déterminer les catégories d'impact qui seront étudiées dans l'ACV, ainsi que les indicateurs de catégorie et les modèles de caractérisation qui seront utilisés à cet effet. En général, plusieurs éléments existant déjà à l'intérieur de méthodes ACV documentées sont utilisés. Selon les objectifs et le champ

de l'étude, d'autres catégories d'impact peuvent être ajoutées à la liste de base présentée au tableau 2.8 (exemple : l'environnement de travail, le bruit, l'odeur, etc.).

Tableau 2.8 Catégories d'impact les plus couramment utilisées en ACV

	Catégories d'impacts	Indicateur de catégorie	Unité de l'indicateur
Impacts globaux	Effet de serre	Potentiel de Réchauffement Global (PRG)	kg CO ₂ éq.
	Destruction de la couche d'ozone	Potentiel de Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11 éq.
	Extraction des ressources biotiques	--	kg
	Extraction des ressources abiotiques	Potentiel de destruction des ressources abiotiques	kg Sb éq.
Impacts régionaux	Smog photochimique	Potentiel photochimique	kg C ₂ H ₄ éq.
	Acidification	Potentiel d'acidification (PA)	kg SO ₂ éq.
	Eutrophisation	Potentiel d'eutrophisation	kg PO ₄ éq. kg NO ₃ éq.
Impacts locaux	Écotoxicité	Potentiel écotoxique	kg 1,4dichlorobenzène éq. m ³ /g
	Toxicité humaine	Potentiel écotoxique humain	kg 1,4dichlorobenzène éq. m ³ /g
	Utilisation des terres	--	m ²

Il convient ensuite choisir un **modèle de caractérisation** pour chacune des catégories choisies.

Les modèles sont sélectionnés parmi ceux déjà intégrés dans une ou plusieurs des méthodes ACV reconnues.

2.2.3.4.2 Classification

La démarche ACV s'efforce de rendre l'évaluation aussi objective que possible en traduisant des flux quantifiables et mesurables. Cette étape a pour but de traduire les consommations et les rejets recensés lors de l'inventaire en impacts environnementaux (effet de serre, trou dans la couche d'ozone, smog, acidification, eutrophisation, toxicité ...) (EEA, 1998).

Pour cela, ces flux sont classés dans différentes **catégories d'impact** pour lesquelles ils participent (Figure 2.7). Les catégories d'impacts diffèrent selon les méthodes d'évaluation des impacts (Barnthouse, 1998). Dans, tous les cas, on identifie deux types de catégories :

- les **impacts globaux** tels le réchauffement global (Global Warming Potential, GWP), l'acidification, l'eutrophisation, l'épuisement des ressources ou encore la diminution de la couche d'ozone). Ces impacts concernent la Terre entière
- les **impacts locaux** tels l'écotoxicité aquatique, la toxicité humaine.

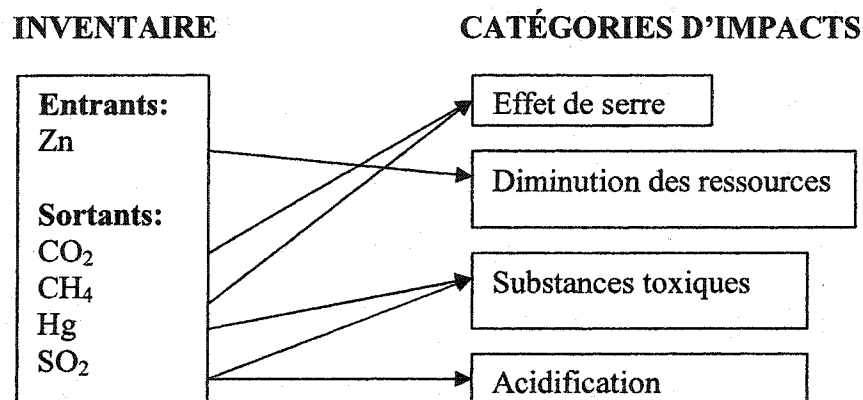


Figure 2.7 Représentation schématique du processus de classification de l'évaluation des impacts dans une ACV (ISO 14042, 2000)

2.2.3.4.3 Caractérisation

Dans un deuxième temps, ces ensembles de flux sont caractérisés, à partir d'**indicateurs** (Potentiel de réchauffement global (PRG), potentiel d'acidification (PA)), en impacts

environnementaux. En fait, on n'évalue pas réellement les impacts mais on cherche à trouver des équivalences entre polluants concernant un type d'impact potentiel donné. Par exemple, la contribution à l'effet de serre est donnée en équivalent CO₂ (Figure 2.8).

Le choix des catégories d'impact et des indicateurs associés se fait en relation avec les objectifs et les systèmes étudiés (EEA, 1998). Les indicateurs de catégories (IC) sont calculés par le produit de la quantité de substance X considérée (Q_x) et du facteur de caractérisation de la substance pour l'indicateur de catégorie considéré (FC_x):

$$IC_X = Q_x \times FC_x$$

$$IC_i = \sum_i Q_x \times FC_x$$

Avec IC_i = indicateur de catégorie global pour une catégorie d'impact donnée (Exemple : l'effet de serre).

Les **facteurs de caractérisation** sont dérivés d'un **modèle de caractérisation** pour exprimer une intervention environnementale spécifique en terme de l'unité commune (par ex. : PRG_{Méthanol}). Après cette étape de caractérisation, on obtient donc autant de valeurs d'indicateur de catégorie que de catégories d'impacts.

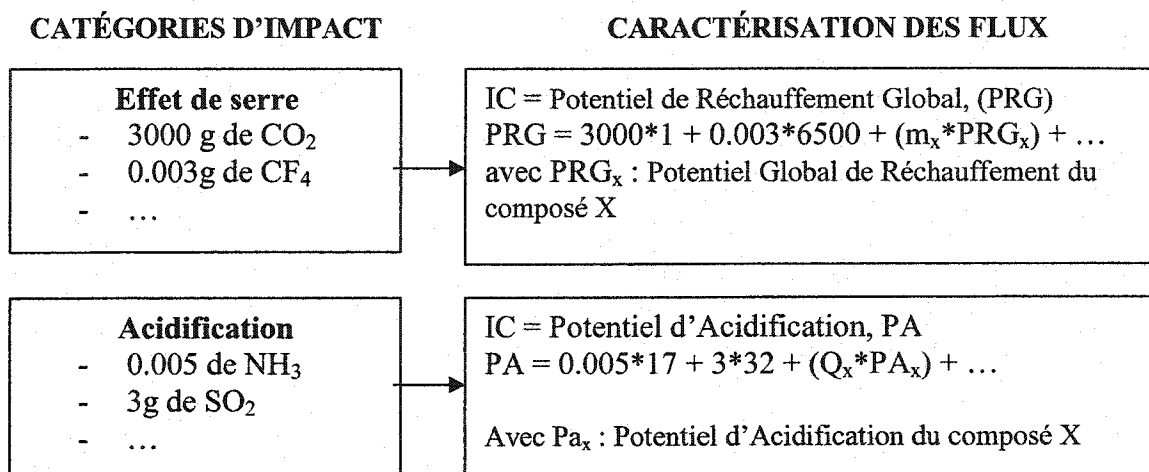


Figure 2.8 Exemple de caractérisation

Le tableau 2.8 présente les différents résultats d'indicateurs possibles pour chaque indicateur de catégorie. En effet plusieurs modèles de caractérisation peuvent exister pour une même catégorie d'impact. Chaque méthode d'évaluation des impacts (méthode EICV) est ainsi une combinaison de différents modèles de caractérisation pour chacune des catégories d'impacts considérées. Les modèles de caractérisation sont des modèles mathématiques permettant l'agrégation des résultats de l'analyse de l'inventaire en unités communes à l'intérieur d'une catégorie d'impact donnée.

Tableau 2.9 Modèles de caractérisation des principales méthodes ACV

(Les DALYs (Disability Adjusted Life Years) mesurent la perte de vie du fait d'un décès ou d'une invalidité imputables à une maladie ou à une lésion; 1 DALY représente une année de vie saine perdue)

Indicateur de catégorie	Résultats d'indicateur	Méthodes EICV
PRG	kg CO ₂ eq.	CML EDIP
	DALYs	EI99
Potentiel de destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq.	CML EDIP
	DALYs	EI99
Potentiel photochimique	kg C ₂ H ₄ eq.	CML EDIP
	DALYs	EI99
Potentiel d'acidification	kg SO ₂ eq.	CML EDIP
	PDF*m ² *an	EI99
Potentiel d'eutrophisation	kg PO ₄ eq. kg NO ₃ eq.	CML EDIP
	Fraction potentielle distribuée*m ² *an	EI99
Potentiel d'écotoxicité	kg 1,4dichlorobenzene eq. m ³ /g	CML EDIP
	Fraction potentielle affectée*m ² *an	EI99
Potentiel de toxicité humaine	kg 1,4dichlorobenzene eq. m ³ /g	CML EDIP
	DALYs	EI99
Utilisation des terres	m ² /an	CML
	PDF*m ² *an	EI99
Extraction des ressources biotiques	kg	EDIP, EI99, CML
Potentiel d'extraction des ressources abiotiques	kg Sb eq.	CML
	MJ	EI99

2.2.3.4.4 *Eléments facultatifs*

D'autres opérations facultatives peuvent être effectuées selon l'objectif poursuivi (ISO, 2000):

- **la normalisation** : cette opération permet de se rendre compte de l'importance des résultats. Ce calcul consiste à ramener chaque évaluation des impacts (effet de serre, acidification, ...) à une valeur de référence. L'établissement des valeurs de référence doit reposer sur les émissions d'une zone géographique, sur les émissions par habitant ou par unité monétaire de la zone géographique, ou bien sur un autre système de produit (Barnthouse et al., 1998).

- **la pondération** : Cette phase est souvent considérée comme l'étape la plus délicate de l'évaluation des impacts car c'est à ce niveau qu'une grande part de subjectivité intervient dans l'analyse. Il s'agit d'affecter à chaque catégorie d'impact un poids. Ce poids traduit l'importance relative qu'accorde un individu, un organisme ou une société, aux différents impacts : toxicité, l'effet de serre, l'acidification (EEA, 1998). Ces facteurs sont généralement élaborés à partir de **valeurs politiques, idéologiques et éthiques** et sont donc influencés par la perception sur le monde qu'à la personne ou le panel de personnes à l'origine de ces facteurs (Finnveden, 2000).

Les facteurs de pondération peuvent être établis à l'aide de sondages. Ces pondérations peuvent donc être différentes pour chaque acteur ou groupe d'acteurs. Il est donc préférable d'utiliser plusieurs jeux de pondérations. Ainsi la méthode EI99 propose trois pondérations possibles selon le type de répondant au sondage : égalitaire, hiérarchiste ou individualiste. Ces dénominations correspondent à un groupe social.

- **le groupement** : Il s'agit de classer les différents impacts :
 - soit sur une base spatiale , par exemple : impact local (toxicité), régional (acidification), global (effet de serre),

- soit sur une échelle ordinale, par exemple : ordre de priorité élevée, moyenne, basse. Ces classements sont fondés sur des choix de valeurs. Différents résultats de classement peuvent donc être obtenus en fonction de l'acteur ou du groupe d'acteur (organisme, société, pouvoirs publics, ...)

▪ l'agrégation des résultats

Cette étape permet d'atteindre un **score unique (single score)** attribuable au procédé, service ou produit étudié.

$$\text{Score Unique} = \sum_n \text{ICi pondérés et normalisés}$$

Avec n = nombre de catégories d'impacts

Elle permet donc de comparer 2 produits seulement en comparant leur score unique : plus le score unique est faible, moins le cycle de vie du produit étudié a d'impact sur l'environnement. Cette méthode d'agrégation est aujourd'hui la plus utilisée puisqu'elle constitue un outil d'aide à la décision très parlant pour les parties prenantes de l'étude qui ne s'intéressent pas forcément à toutes les subtilités environnementales du produit ou procédé. Le score unique est un outil très simple à utiliser pour la communication des résultats d'une ACV que cela soit au niveau interne ou dans un but de marketing (Barnthouse et al., 1998). Ce type d'agrégation présente un désavantage important puisqu'elle permet un aspect compensatoire entre les impacts. Un produit A peut avoir un meilleur score unique par rapport à un produit B alors qu'il génère une quantité de gaz à effet de serre plus importante ; cet effet est caché dans le score unique qui prend en compte tous les impacts et ne permet donc pas de visualiser les problématiques particulières d'un produit.

En pratique, la normalisation, pondération et agrégation sont pratiquement toujours réalisées dans les études ACV publiées. En effet, l'utilisation de plus en plus courante des logiciels ACV disponibles sur le marché rend ces étapes automatiques. De plus le score unique et sa capacité à communiquer des résultats de cycle de vie rendent cet outil très utilisé.

2.2.3.5 Les différentes méthodes d'évaluation des impacts

Plusieurs méthodes d'évaluation peuvent être utilisées dans la réalisation d'une ACV ou intégrées à un logiciel d'ACV (Tableau 2.8).

Deux méthodes sont plus communément utilisées aujourd'hui :

- **EDIP**

La méthode EDIP (Environmental Design of Industrial Products) a été développée en 1996 à la Technical University of Denmark, en collaboration avec cinq des plus grandes entreprises danoises et la Danish Environmental Protection Agency en 1997 (Wenzel, 1997). Cette méthode a d'abord été conçue comme un outil d'amélioration pour les produits de l'industrie danoise pour la supporter dans son effort de conception et de développement de produits verts. Cette méthode est à l'heure actuelle reconnue comme une des plus performantes et est avec Eco-Indicator 99 (méthode développée par Pré-Consultants) la plus communément utilisée. Un sondage réalisé en 2001 auprès de 12 experts internationaux a montré les points forts de cette méthode (Sorensen, 2002). Cette méthode est très utilisée parce qu'elle est cohérente et décrite de manière à en faciliter l'application, tout en permettant de faire des recommandations concrètes pour le choix des produits. En effet, le choix d'un indicateur de catégorie peut se faire n'importe où dans la chaîne cause à effet (mécanisme environnemental).

Cette approche est orientée «problème», c'est-à-dire qu'elle est basée sur un choix d'indicateurs de catégorie positionnés tôt dans la chaîne cause à effet d'une catégorie d'impact donnée (i.e. plus près de l'émission) (Figure 2.9). Ces indicateurs représentent un effet primaire ou «mid-

point» du mécanisme environnemental (ex.: augmentation du potentiel de destruction de la couche d'ozone). Le choix des indicateurs de catégorie selon l'approche «problème» tend à limiter les incertitudes dues au manque de connaissances scientifiques

Les initiateurs de la méthode EDIP, conscients du problème de l'évaluation des impacts locaux, ont tenté d'adopter des principes de l'analyse de risques dans le développement de leurs facteurs de caractérisation. Bien que les auteurs aient proposés des méthodes de spéciation géographique pour la normalisation et la pondération ; celles-ci n'ont pas encore été opérationnalisées.

- **Eco-indicator 99 (EI99)**

À la demande du gouvernement hollandais, la compagnie Pré Consultants avec l'aide de nombreuses compagnies industrielles et centres de recherche, a mis au point EI99. Les impacts sont groupés en 3 catégories : santé humaine, qualité des écosystèmes et disponibilité des ressources. EI99 est particulièrement performante pour les ACV en conception de produits (Grant, 2000) ; elle est cependant moins bien adaptée pour les impacts locaux telles que la biodiversité ou l'utilisation des terres. Cette méthode présente la particularité d'avoir été construite sur le principe "bottom-up" ; les auteurs sont partis des dommages qu'ils voulaient étudier (santé humaine, qualité des écosystèmes et ressources) pour remonter jusqu'à l'inventaire. Contrairement EDIP, Eco-Indicator est construite avec une approche «dommage» qui est basée sur un choix d'indicateurs de catégorie positionnés à la fin du mécanisme environnemental d'une catégorie d'impact (Figure 2.9). Ces indicateurs représentent un effet observable ou «end-point» de la chaîne cause à effet pour une catégorie d'impact donnée (ex. : cancer de la peau). Ces principaux effets observables correspondent aux différents dommages à l'écosystème, à la santé humaine et aux ressources. Le modèle analyse par la suite les voies de transfert des dommages depuis l'inventaire jusqu'au dommage. Le sort des contaminants a été

déterminé en fonction de la sensibilité du milieu récepteur (pour l'Europe) et selon la méthode EUSES.

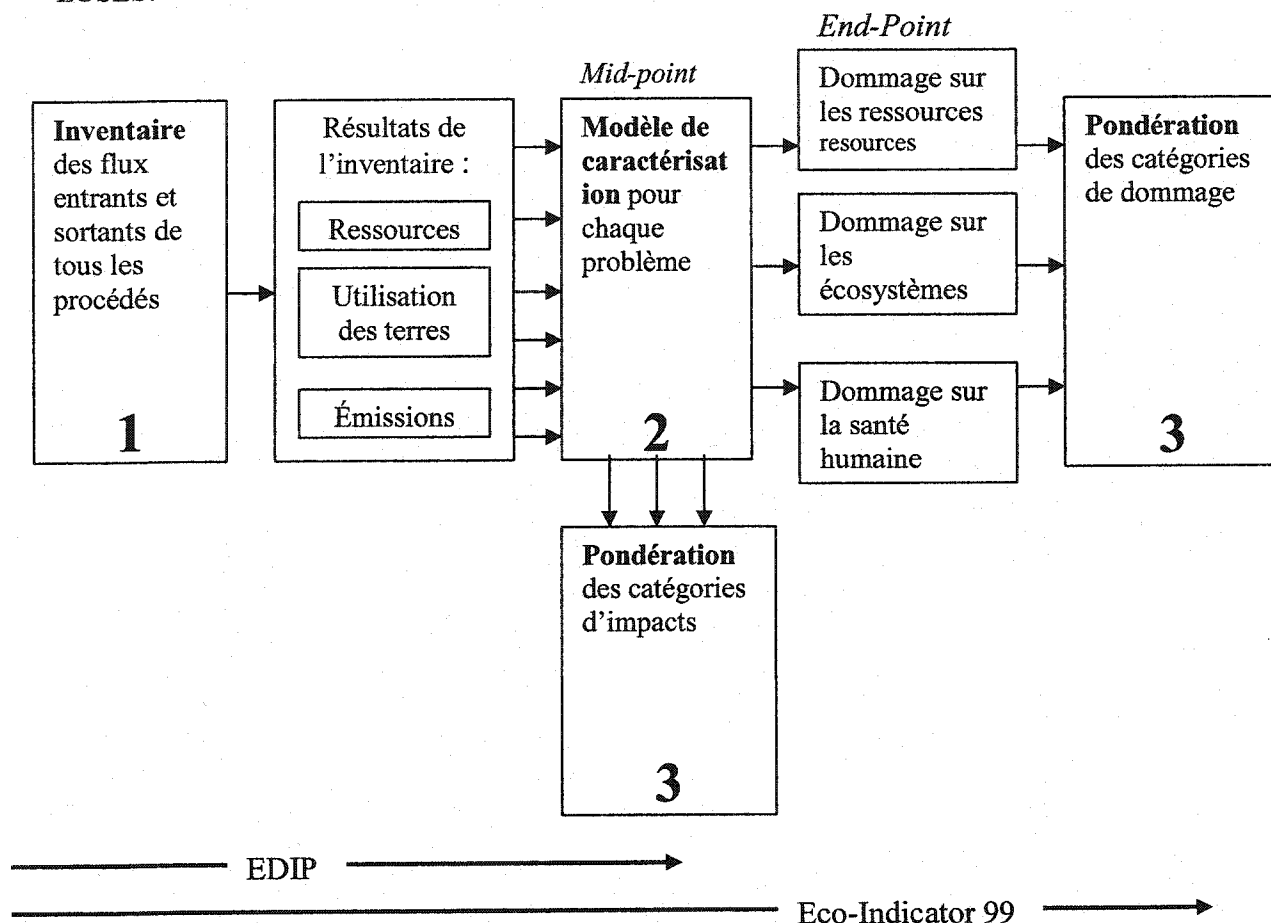


Figure 2.9 Procédure générale pour le calcul des impacts dans la méthode EDIP et la méthode EcoIndicator 99

2.2.3.6 Interprétation

L'interprétation a pour objectif d'analyser les résultats et d'expliquer les limites de l'inventaire et/ou de l'évaluation des impacts, afin de fournir des recommandations de manière la plus transparente possible.

Elle met en avant les points forts et les points faibles d'un système et permet la connaissance des paramètres et des étapes sensibles. Ceci ouvre des perspectives en matière d'actions correctives et de diminutions des impacts.

Comme le précise la norme ISO 14043 (2000), cette étape s'appuie sur l'identification des points significatifs de l'inventaire et de l'évaluation des impacts du cycle de vie accompagnée de différents contrôles : contrôle de sensibilité des hypothèses retenues (indicateurs, frontière...), contrôle de la complétude et de la cohérence sur le cycle de vie ou entre plusieurs options. À ces contrôles, il est toujours utile d'ajouter un travail de recommandations et ce pour rendre utilisables encore plus facilement les résultats obtenus. Les résultats d'une ACV sont en pratique, et en dehors de toute recherche théorique, destinés à être utilisés par des gestionnaires d'entreprises ; ces décideurs ont besoin de réponses claires à leurs interrogations ainsi que de recommandations issues des nombreux résultats numériques obtenus.

2.2.3.6.1 Analyse de contribution

Cette analyse permet, en désagrégeant certains résultats, de connaître la contribution d'une substance précise à un impact ou d'une phase du cycle de vie au score unique (Heijungs et al., 2001). Elle peut se faire au niveau de l'inventaire, des résultats d'inventaire caractérisés ou pondérés.

2.2.3.6.2 Analyse de sensibilité (ou de perturbation)

Le concept de base de cette analyse est que de très petites variations des données entrées peuvent se propager au même niveau ou avec une plus grande amplitude au niveau des sortants et donc au niveau des impacts (Heijungs et al., 2001). Deux objectifs sont conduits lorsqu'une analyse de sensibilité est réalisée :

- fournir une liste des paramètres d'entrée dont une faible imprécision peut provoquer des changements importants dans les résultats.
- mettre en évidence des optimisations possibles du procédé étudié : si l'on sait qu'une diminution de 1% de la quantité d'électricité utilisée conduit à une réduction de CO₂ émis de 4%, une attention particulière de l'utilisation d'électricité semble naturelle.

2.2.3.6.3 Mise en place de scénarios

Les scénarios sont établis à la suite des résultats de l'analyse de sensibilité ou sur des connaissances ou intuitions concernant le système de produit (Pesonen et al., 2000). Ayant identifié un paramètre sensible, il est alors intéressant de procéder à des variations plus ou moins importantes de ce paramètre et d'étudier les répercussions finales sur le score unique ou sur des catégories d'impacts précises. Ces scénarios sont souvent liés à des possibilités technologiques réelles ; les résultats de l'analyse de scénario sont donc utilisés directement par la suite pour les recommandations aux parties prenantes (Pesonen, 2000).

2.2.3.6.4 Analyse d'incertitude : méthode Monte-Carlo

L'analyse d'incertitude a pour but de déterminer les variations des résultats des ACV en fonction des incertitudes des hypothèses, méthodes, et données. Par exemple, une donnée particulière de l'inventaire du cycle de vie fait l'objet d'une grande incertitude (elle prend alors la forme d'une fonction de probabilité) : on va faire varier cette valeur et vérifier qu'elle ne remet pas en cause les résultats globaux de l'ACV. Or toutes les données de l'ACV doivent normalement être exprimées avec une valeur moyenne et un écart-type ; l'analyse d'incertitude consiste donc à faire varier toutes les données de l'inventaire une par une sur 100, 1000 ou même 10000 valeurs se trouvant sur leur probabilité de distribution. Chaque variation de chaque paramètre fournira

des résultats d'impacts et on obtiendra ainsi une probabilité de distribution pour les sortants du système, les catégories d'impact et le score unique de l'ACV. Cette analyse permet donc d'obtenir une distribution des résultats d'une étude en fonction des valeurs de paramètres incertains. Ces simulations se font généralement selon la méthode mathématique Monte-Carlo (Heijungs et al., 2001).

2.2.3.6.5 Contrôle de cohérence

Ce contrôle a pour but de déterminer la cohérence des données, des hypothèses et des méthodes considérées (Heijungs et al, 2001).

Par exemple, un commanditaire veut comparer les cycles de vie des produits A et B. Deux inventaires ont été réalisés pour A et pour B en recherchant des données récentes (< 5 ans), de représentation technologique moyenne.

Les informations recueillies proviennent pour B en partie de la littérature et de mesures sur site, alors que pour A les données proviennent uniquement de la littérature. On considère que cette différence n'est pas significative et est acceptable. Les données sont datées de 4 ans pour A et de 2 ans pour B. L'âge des données est donc cohérent, car les données sont toutes récentes (< 5 ans). Pour la fabrication de A, on dispose de données d'une technologie à meilleur rendement que celle évaluée : le niveau technologique entre A et B est différent. Cette incohérence est à spécifier dans les conclusions de l'ACV ou d'autres données sur A sont à acquérir.

Le contrôle de cohérence permet ainsi de déterminer les différences significatives avant l'établissement des conclusions de l'ACV.

2.2.3.7 Revue par les pairs

Il est très ardu dans les ACV, comme dans tous travaux scientifiques, d'établir des critères objectifs pour définir la qualité de l'étude. La plupart des jugements faits tout au long d'une

ACV ne peuvent être validés ou invalidés mais seulement plus ou moins justifiés. Ainsi, la qualité d'une ACV peut-elle être seulement subjective bien que basée sur des expériences professionnelles. La revue par les paires des ACV est recommandée par ISO 14040 ; elle permet de fournir une crédibilité à l'ACV (ISO 14040,1997). Pratiquement, une revue par les paires peut être une simple lecture d'un rapport final, ou elle peut-être plus intégrée et interactive tout au long de l'ACV. Cette dernière approche présente l'avantage d'un gain de temps.

2.2.4 L'ACV et la gestion des sols contaminés

Après la lecture des articles portant sur les ACV de procédés de décontamination, il est apparu que l'ACV de la gestion des sols contaminés ne présente pas de difficultés particulières liées à la nature du procédé étudié. Une décontamination est un ensemble de procédés déjà connus et étudiés dont les mécanismes sont bien documentés. La phase d'inventaire de telles ACV ne présente donc aucune caractéristique particulière.

Le premier projet publié combinant ACV et assainissement des sols date de 1997 quand un groupe de recherche industriel hollandais mena une étude sur les coûts environnementaux des technologies de décontamination (Beinat et al., 1997). Un système de décision nommé REC (Risk reduction, Environmental merit, Costs) a ainsi été élaboré permettant aux parties prenantes d'évaluer avant la mise en place de la décontamination les coûts et bénéfices environnementaux associés à la technologie. Ce système de décision utilise une "relique" d'ACV dans son modèle pour évaluer les coûts des technologies.

L'applicabilité de l'ACV en gestion des sols contaminés a ensuite été montrée par plusieurs études. Bender (1998) a été le premier à s'intéresser à l'utilisation de la méthodologie ACV en tant qu'outil d'aide à la décision pour choisir un traitement de décontamination pour des sols contaminés. Il est à l'origine de l'appellation **d'impacts primaires** (ceux générés par la

contamination intrinsèque du sol, c'est-à-dire la contamination que la technologie tente de diminuer) et **d'impacts secondaires** qui sont ceux générés par le procédé de traitement de sol. Tout en tentant de diminuer les impacts primaires, une technologie crée des impacts secondaires qui peuvent dans certains cas dépasser la diminution des impacts primaires obtenue avec le traitement de décontamination. L'étude de Bender (Bender et al., 1998) ne s'intéressa cependant pas aux impacts primaires et compara 3 technologies de biorémédiation du point de vue de leurs impacts secondaires uniquement.

Diamond et Page (1999) ont concentré leurs travaux sur les impacts générés par différentes options de réhabilitation de sols contaminés en Ontario. Une méthodologie précise a été publiée dans un premier article (Diamond et al, 1998) sur l'ACV de six options de traitement de sols contaminés. Page (1999) a étudié quels impacts étaient générés pour l'option 'excavation et disposition' et lors de quel procédé du système. Cette étude ne fait pas appel à une méthode EICV et s'arrête à la phase de caractérisation des impacts. Seules 6 catégories d'impacts étaient présentées : 4 impacts globaux et 2 impacts locaux. Les indicateurs de catégorie provenaient de modèles de devenir des contaminants connus comme le modèle multi-compartiments de Mackay ou de modèles de caractérisation comme celui de l'IPCC pour les gaz à effet de serre. Concernant l'évaluation des impacts primaires, c'est un modèle de risque qui a été utilisé permettant la prise en compte des caractéristiques spatio-temporelles du site. L'utilisation d'outils différents pour l'évaluation des impacts primaires et secondaires a le désavantage d'empêcher la comparaison de ces deux types d'impacts.

Volkwein (1999) a également comparé plusieurs technologies de biorémédiation. Cette étude ne quantifie pas les impacts primaires par une ACV. L'évaluation des impacts primaires s'est faite par une analyse de risque. Comme l'approche de Page (1999), ce choix méthodologique empêche toute comparaison entre impacts primaires et secondaires.

Notre étude se positionne dans la lignée des auteurs cités précédemment. Elle concerne également l'évaluation environnementale d'une technologie de décontamination (traitement en biopiles) et la proposition d'optimisations. Nous avons, de plus, tenté d'évaluer les impacts primaires de la contamination en diesel du sol contaminé par une méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie (méthode EICV). Les méthodes EICV possèdent certaines limites pour l'évaluation des impacts locaux comme le sont généralement les impacts primaires. En effet, les caractéristiques spatiales et temporelles ne sont pas prises en compte. Cependant, tout en gardant à l'esprit ces biais lors de l'interprétation, cette évaluation permet une mise en perspective du niveau des impacts secondaires par rapport aux impacts primaires comme nous le montrerons par la suite (chapitre 4 et 6). Cette évaluation des impacts primaires a nécessité le développement de facteurs de caractérisation pour plusieurs fractions représentatives du diesel comme nous le présenterons dans le chapitre suivant. Cette évaluation des impacts primaires et secondaires avec la même méthode permet ainsi leur comparaison et la mise en perspective des impacts environnementaux générés lors des technologies de biorémédiation.

2.2.5 Limites et perspectives de l'ACV

2.2.5.1 Lacunes méthodologiques

2.2.5.1.1 Unité fonctionnelle

La lacune la plus citée dans la littérature concerne **l'unité fonctionnelle** (Cf. 2.3.3). En effet, cette unité fixée au départ va conditionner l'ensemble des résultats de l'étude. Or, il est souvent possible de trouver d'autres unités fonctionnelles valables pour une étude, ce qui rend alors les résultats très facilement critiquables.

L'équivalence des unités fonctionnelles dans les ACV comparatives est également abordée dans la littérature. En effet, l'unicité de l'unité fonctionnelle obligatoire à la comparaison de deux alternatives est difficile à définir précisément dans certaines situations.

Finalement, les méthodes d'évaluation considèrent que les impacts évoluent linéairement, voire même proportionnellement aux quantités émises ce qui est une totale fausseté notamment en matière de toxicité. Cette hypothèse de linéarité entre unité fonctionnelle et impact environnemental est totalement faussée pour certains systèmes (Blanc, 1999).

$$I(1000 \text{ UF}) = 1000 \times I(1 \text{ UF})$$

I : gravité de l'impact
UF : Unité fonctionnelle

2.2.5.1.2 Abstraction du contexte spatio-temporel du système de produits pour les impacts locaux

Comme le soulignait Blanc dans sa thèse de doctorat (1999) :

‘ Le recours à l'unité fonctionnelle, la sommation des bilans matière-énergie des différentes étapes du système technique entraînent une "décontextualisation" spatiale et temporelle du système étudié’

Selon la littérature relative à l'ACV : **une ACV ne peut fournir des informations que sur des impacts potentiels**, au niveau global sans prendre en compte de façon précise les caractéristiques temporelles et spatiales du produit (Chevalier, 1999; Finnveden, 2000, Olsen et al., 1999). La phase d'inventaire prend en effet en compte les facteurs d'impact de manière très générale (consommations d'énergie, de matières premières, rejets), indépendamment de la localisation géographique des sites d'extraction, de production ou de traitement. Il n'est donc pas possible de tenir compte du milieu récepteur (population locale, géologie des sites, climat, texture du sol, présence de flore microbienne...), qui conditionne pourtant de façon importante

l'ampleur des effets sur l'environnement. Cette omission est encore plus problématique pour le calcul des impacts locaux qui sont fortement dépendants des caractéristiques spatiales et a fortiori des impacts primaires. En effet, le sort et l'effet d'un contaminant dans un milieu dépendent fortement des caractéristiques physico-chimiques de ce milieu qui le rendront plus ou moins sensible à l'arrivée de ce contaminant. Or que le milieu soit sensible ou pas, l'impact aura la même valeur et la même pondération. De même pour l'utilisation des ressources naturelles ; ces ressources peuvent être abondantes dans un milieu A mais très rares dans un milieu B : encore une fois, l'impact « utilisation des ressources » ne dépendra que de la quantité extraite.

Les différentes méthodes d'évaluation des impacts intègrent des facteurs relatifs aux caractéristiques spatiales du système, mais ces considérations sont encore peu nombreuses et limitées. Par exemple, dans le calcul du facteur de caractérisation pour l'écotoxicité humaine dans la méthode EDIP (Annexe K), une seule valeur 'a' concernant la géographie de l'étude doit être déterminée, il s'agit de la proportion d'eaux de surface de la région où est émise la substance. Selon de nombreux auteurs, les efforts supplémentaires nécessaires à la mise en place d'une analyse spécifique au site et qui consistent essentiellement à la collecte de données spécifiques sont limités comparativement à l'amélioration obtenue dans la confiance que l'on peut accorder aux résultats (Ross et al., 2002). En effet, les modèles d'évaluation des impacts locaux en fonction des caractéristiques géographiques du site existent déjà, que cela soit en analyse de risques, en étude d'impacts ou même, mais d'une façon plus restreinte, dans des méthodes ACV d'évaluation des impacts. Il suffit donc, mais cela demande alors encore plus de temps que ne requiert déjà un inventaire non spécifique, de collecter non pas des données génériques mais des données spécifiques au site qui seront ensuite entrées dans les modèles d'impacts (Ayres, 1995). Ainsi, au lieu d'utiliser des facteurs de caractérisation déjà répertoriés dans le modèle, il devient nécessaire de calculer ces facteurs en intégrant les données spécifiques au site.

En ce qui concerne le contexte temporel, la situation peut être résumée par la figure suivante :

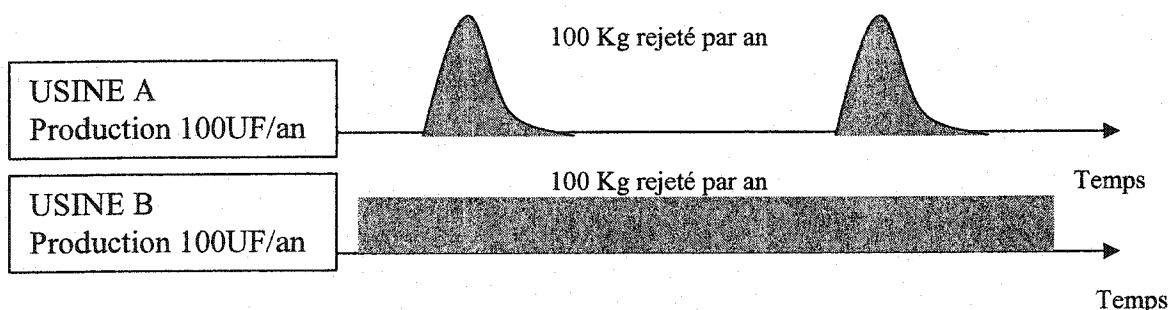


Figure 2.10 Profils temporels des rejets de deux activités jugées équivalentes au sein de l'ACV (Blanc, 1999)

L'ACV ne permet pas de distinguer les rejets en continu ou en batch qui selon la résilience et la résistance du milieu n'auront pas du tout le même effet : qu'une usine de production relargue 1 t de sulfures dans l'environnement en 1 jour ou en 10 ans n'aura pas du tout le même effet sur l'environnement. Toutefois, dans l'état actuel des connaissances scientifiques, la plupart des méthodes existantes sont acceptables pour les impacts globaux. En revanche, pour les impacts locaux, négliger les réalités spatiales entraîne des inexactitudes.

2.2.5.2 Limites de l'outil

2.2.5.2.1 Disponibilité et qualité des données

Depuis leur création, la plus grande limite dans la réalisation des ACV réside dans la disponibilité ou plutôt dans la non disponibilité des données (Ayres, 1995). Malgré le développement de bases de données (essentiellement européennes), il est à l'heure actuelle, toujours difficile d'obtenir des données précises pour réaliser une ACV. Ceci peut s'expliquer par plusieurs raisons :

1 – Au niveau Industriel

- l'ACV reste encore un outil environnemental peu connu par l'industrie ; c'est pourtant cette même industrie qui, par des mesures sur site, peut fournir des données primaires
- Lorsqu'une industrie est en possession de données utilisables pour une ACV, elle n'est pas toujours disposée à la rendre publique pour des raisons de confidentialité et de concurrence (Ayres, 1995)

2 – Au niveau des bases de données commerciales

- Bases de données européennes
- Qualification incomplète voir inexistante

Les principales répercussions de cette mauvaise disponibilité des données, est le nombre important d'hypothèses nécessaires, de simplifications parfois mal justifiables, d'incertitudes, d'une mauvaise transportabilité des informations d'une étude à l'autre (Ross et al., 2002).

Quand les données sont disponibles dans les bases de données existantes, la difficulté de mener à bien une ACV n'est pas complètement effacée puisque :

- Pour un système de produit au complet, il est souvent **nécessaire d'utiliser plusieurs bases de données** ce qui limite la qualité globale de l'étude ; en effet les données ont alors diverses origines ce qui peut poser un problème lors de la pondération dans l'évaluation des impacts.
- Les données sont souvent trop **agrégées** dans les bases de données actuelles ce qui rend difficile leur utilisation, leur qualification et surtout la mise en place d'une analyse de sensibilité ou d'incertitude (Ayres, 1995).
- **Hétérogénéité des formats** de données ; la compatibilité entre les formats de données est quasi-existante, ce qui rend compliqué la multi-utilisation de différents outils (Rousseaux et al., 2001).

2.2.5.2.2 Outils informatiques pas toujours performants et compatibles

Dans les 5 dernières années, de nombreux outils informatiques se sont développés pour réaliser des ACV. Ces outils ont l'avantage de permettre un traitement accéléré des informations, des calculs automatisés et mettent à disposition plusieurs bases de données. Bien que ces logiciels aient été développées essentiellement par des groupes de recherche universitaire (Université de Stuttgart, Leiden), la littérature montre qu'ils sont peu utilisés dans les ACV publiées. Ceci peut s'expliquer par le manque de souplesse de ces logiciels remplissant pourtant une fonction outil d'aide à la décision. Les logiciels sont encore trop des boîtes noires utilisant des données agrégées. D'autre part, comme c'est le cas pour les bases de données, les différents logiciels existant sur le marché n'offrent pas de plate-formes compatibles.

2.2.5.2.3 Les ACV ont des modèles d'évaluation des impacts encore en développement

Comme nous l'avons présenté, il existe plusieurs modèles d'impacts reconnus. Nous pouvons ajouter à ceux-là tous les modèles développés et utilisés au sein d'unités de recherche spécifiques. Tous ces modèles diffèrent sur un ou plusieurs points comme :

- les catégories d'impacts utilisées : aucune justification méthodologique n'est généralement avancée par les différentes méthodes d'évaluation des impacts concernant la pertinence des catégories d'impact retenues;
- les modèles utilisés pour développer les facteurs de caractérisation (les modèles pour les impacts globaux sont souvent les mêmes, ils diffèrent en revanche pour les impacts locaux);
- les facteurs de pondération retenus.

Ces différences entre les méthodes, ajoutées aux faiblesses dans l'évaluation des impacts locaux, rendent parfois difficile la confiance que les parties prenantes peuvent accorder aux résultats de l'évaluation des impacts. Chaque méthode a ses points forts et ses points faibles, mais à l'heure actuelle, aucune méthode ne fait encore l'unanimité quant à sa complétude et sa précision quelle que soit la catégorie d'impact considérée.

2.2.5.2.4 Ressources importantes nécessaires

La principale contrainte inhérente aux ACV, et qui rend leur utilisation encore peu étendue, est la nécessité de mettre en place d'importants moyens (Finndeven, 2000). Ces moyens sont principalement le temps (une ACV peut prendre plusieurs années) et l'argent (le personnel nécessaire spécialisé, la collecte de données).

En conclusion, toutes ces limites ne permettent pas pour l'instant à l'ACV d'être un outil largement utilisé par les entreprises et industries. Le manque de confiance concernant la méthodologie, le peu de données disponibles, l'absence d'une standardisation complète de l'outil et surtout la nécessité de ressources importantes, pénalisent grandement l'ACV. D'autres outils de gestion environnementale lui sont donc pour l'instant préférés, et c'est peut-être la complémentarité avec ces outils qui pourra changer la "mauvaise image de marque" de l'ACV (Chevalier, 1999). Afin que l'ACV permette d'appréhender convenablement les aspects environnementaux, il est nécessaire que son application garantisse sa crédibilité technique tout en restant flexible, pratique, et avec un rapport coût/efficacité satisfaisant. Ceci est particulièrement vrai pour que l'ACV soit appliquée dans les petites et moyennes entreprises.

2.2.5.3 Complémentarité avec d'autres outils de gestion environnementale : l'analyse de risques

La combinaison de différents outils en gestion environnementale permet de compenser les faiblesses respectives de chaque outil. On peut donc combiner à l'ACV d'autres outils environnementaux de manières simultanée ou séquentielle. Le croisement des informations fournies par ces différents outils de gestion environnementale est souhaitable et enrichie la plupart des outils (Chevalier, 1999).

Bien que l'analyse de risques et l'ACV soient deux outils de gestion environnementale qui adoptent tous les deux une perspective de cycle de vie et même si ils sont généralement utilisés au même moment dans la réalisation d'un projet (c'est-à-dire en préalable de la conception), ils ont des différences qui les rendent complémentaires (Olsen, 1999). Les deux approches quantifient des effets potentiels. Mais ces deux approches sont inconsistantes et leurs résultats ne peuvent être comparés. Ces différences ont besoin d'être comprises pour que les deux méthodes puissent être améliorées

Une ACV et une analyse de risques pourraient très bien donner des recommandations différentes à un même problème sans que l'une ou l'autre soit fausse : ces deux approches répondent en fait à des questions différentes. Les deux approches sont complémentaires ; elles travaillent à des niveaux différents avec des objectifs eux aussi différents.

La différence primordiale concerne le niveau auquel se concentre l'étude : une analyse de risques se concentre sur une ou des substance(s) chimique(s) alors qu'une ACV se concentre sur une fonction et son unité fonctionnelle associée. D'autre part, alors que les résultats d'une analyse de risque permettent d'émettre des priorités absolues, une ACV ne permet que des mettre en évidence des priorités relatives puisque les impacts estimés ne sont que potentiels et non pas réels (Olsen, 1999). Ceci nous amène à évoquer une autre différence essentielle qui est en fait à l'origine de la précédente : une analyse de risques, au contraire d'une ACV, se

concentre uniquement sur les dangers écotoxiques et toxiques et prend donc en compte les spécificités spatio-temporelles du milieu. Les méthodes utilisées dans le développement des méthodes d'évaluation des impacts locaux se sont fortement inspirées des méthodes des analyses de risques (notamment EDIP qui adopte une démarche de calcul similaire à TGD (Technical Guidance Document, méthode référence pour réaliser une analyse de risques) (Olsen, 1999).

Leur complémentarité permet de fournir une image complète et précise de l'impact environnemental d'un produit. Selon Olsen (1999) et Wrisberg (2002), une analyse de risques peut précéder ou succéder à une ACV. Dans le premier cas, l'analyse de risques va permettre d'identifier les substances les moins dangereuses pour l'écosystème tandis que l'ACV pourra évaluer les conséquences des substances sélectionnées dans une approche globale du produit. Dans le second cas, l'ACV identifie les substances dangereuses dans des phases spécifiques du cycle de vie du produit et qui devront être étudiées plus en détail à travers une analyse de risques.

Il apparaît de plus en plus évident à la communauté scientifique travaillant sur les ACV, que l'analyse de risques est un outil souvent indissociable d'une ACV. Le projet européen OMIIITOX (Operational Models aND Information tools for Industrial applications of eco/TOXicological impact assessments) qui réunit plusieurs universités, étudie actuellement les liens entre ACV et AR. Ce projet de recherche permettra une comparaison des méthodes employées et proposera des recommandations quant aux complémentarités des deux méthodes. Un autre objectif de OMNIITOX est l'élaboration de méthodes EICV plus adaptées aux impacts toxicologiques et écotoxicologiques. Aucun résultat du projet n'a pour l'instant été publié.

CHAPITRE 3 - MISE EN PLACE D'UN PROTOCOLE ACV POUR L'ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU TRAITEMENT PAR BIOPILES D'UN SOL CONTAMINÉ AU DIESEL

3.1 Problématique de notre étude

Le site contaminé étudié se trouve au Québec sur le lieu d'une ancienne centrale électrique dont l'arrêt de fonctionnement remonte au début des années 90. La contamination observée dès 1994 a fait l'objet de 3 expertises successives en 1994, 95 et 96. Ces analyses ont permis une description précise de la contamination en place ainsi que de son évolution durant ces trois années. La contamination observée a été rapidement attribuée à un déversement de diesel à partir d'un réservoir de 25 000 litres. En 1996, commençait la décontamination par biopiles installées sur site. Cette décontamination du site dura quatre ans, et tout le sol contaminé, excavé fut décontaminé sous le critère B du ministère de l'environnement et pu donc être remblayé sur le site.

En 1999, une étude de faisabilité technico-économique commença à partir des données de cette décontamination (Bage, 2002). Cette étude nécessita le recensement de tous les entrants de matière. C'est à partir de certaines de ces données, que fut réalisée l'ACV ici présentée. Il s'agit donc d'une **ACV rétrospective**. L'objectif de cette étude n'est pas de vérifier si les choix effectués en 1996 étaient les meilleurs choix environnementaux possibles ; il s'agissait plutôt de généraliser cette étude pour en faire une ACV sur le traitement par biopiles et ainsi de proposer des optimisations pour ce procédé de biotraitement qui pourront être utilisées dans le futur. Ceci

explique pourquoi ce sont les données de la modélisation qui ont été utilisées pour réaliser l'inventaire et non pas les données primaires : on a ainsi réalisé une ACV sur un traitement par biopiles typique et non spécifique.

3.2 Description du site et de la décontamination

3.2.1 Le site

Des campagnes d'échantillonnage ont été menées dès le début des années 1990 dans le but de qualifier précisément la contamination en place. La zone concernée par la contamination représentait un volume d'environ 8000 m³. La concentration moyenne de diesel dans ce volume était de 6145 mg/kg de sol.

La quantité de sol contaminé correspondant aux 8000 m³ est 15,000 t (avec une densité moyenne de 1875 kg/m³). Avec une contamination moyenne de 6145 mg/kg, il a été estimé que la quantité de diesel déversé était de 91 t (ce qui correspond à environ 4 fois la quantité de diesel contenue initialement dans le réservoir).

Géologie

Le déversement a eu lieu en surface mais a souillé les sols sur toute leur épaisseur. Les études géologiques ont montré que le site se composait d'une mince couche de dépôts meubles recouvrant un socle rocheux de nature sédimentaire (Bage, 2002). Ces dépôts meubles se composent de la surface vers la base de :

- un horizon de terre végétale
- un remblai hétérogène composé de divers débris, copeaux de bois
- un remblai hétérogène composé de sable et de gravier
- un horizon de sable et graviers naturel

Les caractéristiques géologiques n'ont posé aucun problème particulier pour la décontamination. L'eau souterraine sous le site n'a pas été affectée par les hydrocarbures présents dans les sols sus-jacents et l'écoulement de l'eau souterraine ne constituait donc pas un vecteur significatif de migration hors site.

3.2.2 La problématique de décontamination

La technologie retenue : le traitement en biopiles sur site

C'est un traitement par biopiles qui a été choisi en 1996 pour procéder à la décontamination du site. Ce choix a été orienté par les caractéristiques de la contamination. De plus, un traitement par biopiles évite le transport des sols et nécessite peu d'infrastructures coûteuses. A partir du cas de contamination réelle observée, une étude a été menée pour modéliser un traitement par biopiles considéré comme "typique". Cette étude est une partie du doctorat de M. Bage (2002), et ce sont ces données que nous avons utilisées.

Les sols contaminés ont été placés en pile sur une aire ouverte d'une géomembrane. Les dimensions des piles ont été choisies en fonction de l'espace disponible sur le site et de manière à respecter les différents paramètres de biotraitement tels que la diffusion de l'air, la circulation de l'eau et la manipulation du sol. Les dimensions des biopiles sont fournies à la figure 4.1. Des canalisations perforées ont été installées sur la géomembrane et ont été reliées à une soufflante de façon à assurer l'aération du sol (Figure 4.2). Afin de favoriser la biodégradation, les sols ont été remués mensuellement avec ajout de nutriments (azote sous forme d'urée et phosphate de diammonium). Un plan de l'aire de traitement est fourni à la figure 4.1.

Durée du traitement

Les biopiles permettent de traiter 530 m³ de sol. Dix-neuf biopiles sont donc nécessaires pour traiter les 8000 m³ de sol. Ce traitement prend en moyenne 4.37 mois / biopile (3020 heures) ce qui étale le traitement des 19 biopiles sur 2 ans (en ayant une période d'activités de 9 mois /an) (Bage, 2002).

3.3 Démarche méthodologique adoptée

3.3.1 Logiciel utilisé : SimaPro5

C'est le logiciel SimaPro 5 développé par la société hollandaise PréConsultants qui a été utilisé pour la réalisation de cette ACV. L'entrée des données dans ce logiciel se fait simplement par la création de procédés qui appellent d'autres procédés contenus dans les différentes bases de données (ex : fabrication de PVC). Des exemples de fenêtres de procédés sont fournis en annexe A. Pour de plus amples renseignements concernant l'interface SimaPro, se référer au guide d'utilisateur fourni par PréConsultants (PréConsultant, 2000).

SimaPro 5 offre la possibilité d'effectuer une ACV avec plusieurs méthodes d'évaluation des impacts (CML, EcoPooints, EcoIndicator 95, EcoIndicator 99) dont la méthode sélectionnée dans cette étude : EDIP. Il comprend également différentes bases de données (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 Bases de données présentes dans le logiciel SimaPro 5

Base de données	Zone géographique	Domaines recensés
BUWAL 250	Europe	Matériaux d'emballage, énergie, transport,
ETH	Europe	Energie, matériaux de construction
FRANKLIN	Amérique du Nord	Energie, le transport, procédés, l'acier et le plastique
IDEMAT	Europe	Matériaux d'ingénierie, énergie, transport
IVAM	Europe	Nombreux secteurs, 300 matériaux et 1000 procédés

C'est à chaque fois la base de donnée Franklin qui a été privilégiée. Privilégiée ne signifie pas systématiquement choisie, en effet, comparée aux autres bases de données européennes, Franklin est encore une base en construction avec peu de données disponibles. L'inventaire a donc été effectué selon ces critères :

1. Vérifier si un procédé équivalent se trouve dans Franklin
2. Si non, choisir la donnée technologiquement la plus proche de celle effectivement utilisée dans le système
3. Si plusieurs choix sont possibles, choisir la donnée récoltée entre 1996 et 1998

L'annexe E présente les bases de données utilisées pour les données primaires.

Nous avons donc hiérarchisé les qualificateurs de données ainsi :

- 1- Géographique
- 2- Technologique
- 3- Temporel

Qualification des données

Étant donné qu'il n'existe pas à ce jour de méthode standard de qualification des données, les constructeurs de SimaPro se sont basés sur les conditions nécessaires présentées à l'intérieur du document ISO 14041 pour construire leur système de qualification. Les indicateurs de qualité disponibles à l'intérieur du logiciel SimaPro sont : temps, géographie, représentativité (technologique et méthode d'acquisition), les allocations et finalement, les frontières du système. Les étapes pour l'obtention du niveau de qualité des données sont présentées à l'annexe B.

3.3.2 *Inventaire de la décontamination par biopile*

3.3.2.1 Récolte des données

La récolte des données s'effectue méthodiquement en passant à travers toutes les étapes nécessaires au traitement des sols en biopiles. On a pu ainsi établir le diagramme de flux général pour toute la décontamination (Annexe C). Nous avons identifié 11 modules ou 11 étapes du cycle de vie d'un traitement en biopiles

- | | |
|---------------------------------------|-----------------------------------|
| 1. Préparation du site | 7. Fermeture du site |
| 2. Excavation | 8. Suivi du traitement |
| 3. Installation du système d'aération | 9. Gestion des émissions gazeuses |
| 4. Placement des sols en biopiles | 10. Gestion des lixiviats |
| 5. Traitement des sols | 11. Electricité |
| 6. Remblayage | |

Une autre étape du cycle de vie est présentée (cases grisées de la figure 4.3) seulement dans le cas d'une décontamination efficace : il s'agit de l'envoi en LES et de l'acquisition de sol propre (puisque le sol partiellement décontaminé ne peut pas servir au remblayage)

Ces étapes sont composées de un ou plusieurs procédés, ou bien seulement de flux élémentaires ou encore de procédés relatifs au fonctionnement d'équipements ou de transports. Les équipements et transports ont ainsi été associés à des étapes du cycle de vie du système et ne constituent pas des procédés à part. Il a cependant été possible lors des simulations de regrouper les transports et équipements pour calculer leur contribution au système total (Cf. chapitres 4 et 5).

Les données permettant de réaliser les bilans matière-énergie des opérations de production des matériaux et de l'énergie nécessaires au chantier ainsi que des opérations de transport proviennent de deux sources :

- **Les données primaires** sont issues de calculs de conception et de rapports de conception (Bage, 2002). Les données primaires concernent tous les entrants de matières sur le site de décontamination, les équipements mécaniques et de transports (Annexe D). Le dimensionnement des biopiles ne s'est pas fait à partir de ce qui a été effectivement fait sur site mais à partir de calculs théoriques pour cette contamination. Ces calculs ont été rendus nécessaires par le manque de données disponibles relatives à la décontamination ayant eu lieu sur site. Les données primaires concernant les matériaux (les transports et équipements seront présentés à part dans les tableaux 3.3 et 3.4) sont récapitulées dans le tableau 3.5 .
- **Les données secondaires** proviennent des bases de données du logiciel SimaPro 5. Ces données concernent les entrants et sortants nécessaires à la fabrication des entrants primaires. Ainsi pratiquement tous les flux élémentaires (matières brutes) proviennent des bases de données.

3.3.2.2 Présentation des étapes du système

Les diagrammes de flux de ces 11 étapes sont présentés en annexe C. À noter que ces diagrammes présentent les données primaires ; présenter toutes les données secondaires nécessiterait en effet un espace considérable. La description des données secondaires peut être trouvée dans le logiciel SimaPro 5.

1. Préparation du site

Cette étape comprend tous les procédés nécessaires à la préparation des infrastructures du site. Il s'agit de la mise en place de 3 abris (deux de 50 m² et un de 150 m²) pour abriter le matériel de maintenance, le séparateur air/eau, la tour d'humidification, la soufflante et les nutriments, du pavage d'asphalte sous les biopiles et l'aire de stockage, de la mise en place d'une clôture autour du site et d'une géomembrane sur (HDPE, 2 mm) et sous les biopiles (LDPE, 2 mm).

2. Excavation

Cette étape consiste uniquement dans le travail d'une excavatrice (Eqp 13 dans le tableau 3.4) pour excaver les 7995 m³ de sol depuis leur site jusqu'à l'aire de stockage.

3. Installation du système d'aération

Dans cette étape, ce sont les tuyaux en PVC qui constituent l'unique entrant de matière. Différents types de tuyaux sont utilisés selon leur fonction (annexe D).

4. Placement des sols en biopiles

Cette étape consiste dans l'ajout d'amendement aux sols et dans le travail d'une excavatrice depuis leur lieu de stockage jusqu'aux biopiles. A noter que après que les amendements aient été ajoutés aux sols et que ce ne sont plus 8000 m³ mais 9860 m³ qui doivent être déplacés par l'excavatrice (Eqp 14 dans le tableau 3.4).

5. Traitement des sols

Une fois de plus, l'étape de traitement ne consiste que dans le brassage des sols par une excavatrice durant les 4 mois de traitement (Eqp 14 dans le tableau 3.4).

6. Remblayage

Cette étape est identique à l'étape 4.

7. Fermeture du site

La fermeture du site implique le démontage des installations et leur transport hors du site. Toutes les installations sont démontées par le travail de techniciens, seul le pavage d'asphalte nécessite un concasseur (Eqp 15 dans le tableau 3.4)

8. Suivi du traitement

Comme Diamond *et al.* le suggéraient en 1998 et aux vues d'études réalisées au Centre Inter-universitaire de Référence, d'Analyse et d'Interprétation et de Gestion du cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) en 2002, il a été décidé d'exclure les analyses du champs d'étude. Ces analyses ont en effet des impacts environnementaux négligeables par rapport aux autres impacts générés. Cette étape de suivi du traitement inclut donc seulement la fabrication du matériel nécessaire à l'échantillonnage et non réutilisable (gants en latex, eau déionisée, pots en verre) et le transport des échantillons. L'échantillonnage se fait par carottage au début, au milieu et à la fin du traitement. 7 échantillons sont prélevés par biopile.

9. Gestion des émissions gazeuses

Seule l'énergie nécessaire à la soufflante est incluse dans les limites du champ d'étude. La fabrication du séparateur air/eau et de la tour d'humidification n'a pas été incluse dans le champ d'étude, on a en effet considéré que ces éléments pouvaient être réutilisés. En revanche, le réservoir du biofiltre a été inclus puisqu'il ne sera pas réutilisé.

10. Gestion des lixiviats

Les lixiviats récupérés sont acheminés via des tuyaux en PVC vers un réservoir en acier de 2 m³. Ces lixiviats récupérés (dont la qualité est vérifiée par des analyses) servent à irriguer les biopiles. Encore une fois, la fabrication de la pompe utilisée dans ce procédé n'est pas incluse, seul son fonctionnement électrique est considéré.

11. Electricité

L'énergie est utilisée uniquement pour les pompes et soufflantes. L'énergie requise pour l'éclairage du site a été exclue du champ d'étude. La démarche adoptée a été d'agréger les besoins en énergie en un seul procédé (le procédé 11). L'estimation du fonctionnement des soufflantes et pompes a donné une valeur de **9400 KWh** pour une durée de 2 ans.

La modélisation de cette étape qui est également un procédé s'est faite à partir de la répartition des dépenses énergétiques au Québec. Cette étude menée par le cabinet de consultants Deloitte & Touche a donné les résultats suivants (Deloitte & Touche, 1999) pour l'année 1999:

Tableau 3.2 Répartition des sources d'électricité au Québec en 1999

Type d'électricité	Pourcentage	Donnée utilisée dans SimaPro	Base de donnée
Hydro-électricité	92.98	Hydroélectricité en Europe	ETH
Nucléaire	2.14	Electricité nucléaire en Europe	ETH
Thermique classique	2.03	Electricité à l'huile en Europe	IVAM
Turbine à gaz	2.87	Electricité au gaz en Europe	BUWAL
Eolien	0.03	Pas de procédé existant, exclu de l'étude	NA

À partir de cette répartition, un procédé "électricité" a été créé dans SimaPro en faisant appel aux procédés de fabrication d'énergie correspondant et disponibles dans les bases de données (Tableau 3.2).

Les transports

Trois types de transports peuvent être distingués :

- les transports de matériaux nécessaires à la construction du site temporaire de traitement par biopile
- les transports sur site réalisés par les équipements (ils ont été considérés comme négligeables et exclus de l'étude)

- les transports de sols partiellement décontaminés aux lieux d'enfouissement sanitaires (LES) ou de sols propres sur le site (pour le remblayage). Ces deux transports font parti du scénario “ Décontamination inefficace et envoi en LES ”.

La description précise des transports intervenants dans le système de production est présentée dans le tableau 3.3. Toutes les activités relatives au personnel sont exclues de l'inventaire comme le préconise ISO 14040.

La modélisation des émissions liées aux camions de transports n'a pas été réalisée avec le logiciel SimaPro 5. En effet ayant à notre disposition des informations précises sur les types de camions utilisés, les bases de données de SimaPro ne nous offraient pas tous les types de camions utilisés. Il a donc été décidé de procéder aux calculs d'émissions atmosphériques à partir de la méthode utilisée dans un autre logiciel ACV : GaBi 3. Le détail de la procédure est présenté dans l'annexe G.

Les distances choisies sont présentées dans le tableau 3.3, elles correspondent à des estimations grossières faites à partir de l'emplacement du site contaminé. Les distances fixées dans la modélisation du système initial ont fait l'objet par la suite de mise en place de scénarios ce qui explique pourquoi nous n'avons pas cherché à utiliser des distances précises. Le découpage des transports s'est fait en fonction du type de matériaux qu'ils chargeaient, ainsi on a considéré que les fournisseurs de nutriments pour les sols ne se situaient pas au même endroit que les fournisseurs de PVC, et que deux types de transports différents étaient donc nécessaires. On a également considéré que les retours se faisaient à vide (sauf pour le transport des échantillons et de l'asphalte), d'où le doublement des transports : un transport pour amener les matériaux, un transport pour le retour des matériaux aux fournisseurs.

La majorité des transports se situe durant les étapes de préparation et de fermeture du site ; c'est en effet à ce moment que tous les matériaux, machines et équipements sont amenés sur site.

Tableau 3.3 Inventaire des transports

Numéro du transport	Charge transportée	Etape du cycle de vie	Masse à transporter (tonnes)	Distance jusqu'au site (Km)	Nombre aller-retour sur les 2 ans
Trp 1	Machines nécessaires (soufflantes, pompes)	1	26	75	1
Trp 2	Retour des matériaux nécessaires	7	26	75	1
Trp 3	Clôture	1	20	75	1
Trp 4	Clôture	7	20	75	1
Trp 5	Abris	1	14	75	1
Trp 6	Abris	7	14	75	1
Trp 7	Toile pour confinement	1	26	75	1
Trp 8	Toile pour confinement	7	26	75	1
Trp 9	Asphalte	1	786	75	34
Trp 10	Asphalte	7	786	75	34
Trp 11	Argile	1	700	75	33
Trp 12	Argile	7	700	75	33
Trp 13	Echantillons	8	0.2	100	8
Trp 14	Sols propres (lorsque décontamination inefficace)	traitement inefficace	15000	75	570
Trp 15	Sols propres	traitement inefficace	15000	75	570
Trp 16	Asphalte recyclée	7	393	75	59

Les équipements mécaniques

Comme pour les transports, les types d'équipements proposés dans les bases de données de SimaPro ne correspondaient pas aux types d'équipements utilisés lors du traitement en biopiles étudié. La méthode qui a donc été utilisée est celle des facteurs d'émission développés par l'EPA (Annexe I).

Le tableau 3.3 résume les équipements mécaniques considérés dans notre étude.

Tableau 3.4 Inventaire des équipements mécaniques

Numéro de l'équipement	Fonction	Étape du cycle de vie	Surface ou volume travaillé	Temps de travail sur les 2 ans (heures)
Eqp 1	Nivelage de l'asphalte	1	3400 m ²	81
Eqp 2	Compaction de l'asphalte	1	3400 m ²	1
Eqp 3	Compaction de l'argile	1	680 m ³	7
Eqp 4	Mise en place de l'assise de graviers	1	680 m ³	1
Eqp 5	Mise en place de l'assise de graviers	1	680 m ³	85
Eqp 6	Mise en place de l'assise de graviers	1	680 m ³	85
Eqp 7	Mélange chaud de bitumineux	1	368 m ³	31
Eqp 8	Mélange chaud de bitumineux	1	368 m ³	31
Eqp 9	Nivelage de l'assise de fond	1	9.95 m ²	0.05
Eqp 10	Couche d'apprêt imperméabilisante pour la surface	1	896 m ²	1
Eqp 11	Couche d'apprêt imperméabilisante pour la surface	1	896 m ²	1
Eqp 12	Etendre l'argile sans compaction	1	3400 m ²	9
Eqp 13	Excavation de sols	2	7895 m ³	139
Eqp 14	Mise en place de sols / Remblayage / Brassage des sols	6, 4	9860 m ³	173
Eqp 15	Destruction de la couche d'asphalte	7	3400 m ²	34

3.3.2.3 Allocation : recyclage de l'asphalte

Les problèmes de non-linéarité entre les entrées et les sorties d'un système, les cofonctionnalités et les recyclages sont responsables des problèmes d'affectation. La question posée est :

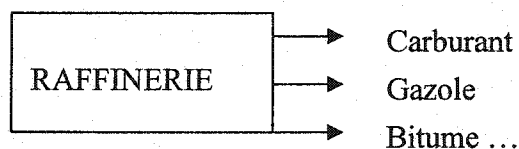


Figure 3.1 Exemple d'un système remplissant plusieurs fonctions de production

“ Lorsqu'un système rend plusieurs services (cofonctions), comment répartir la charge environnementale totale de ce système entre les différents services ? ”.

Ainsi un cycle de vie d'un produit peut être inclu dans le cycle de vie d'un autre produit. Comme le préconise ISO 14041, les allocations ont été évitées le plus possible. Une seule allocation a dû être réalisée dans le système ; il s'agit du recyclage de l'asphalte. La littérature montre en effet que l'asphalte utilisée pour paver les routes est recyclée en moyenne à 50% (NAPA, 2000). Pour rendre compte de cette réalité dans le système, 50 % de la quantité d'asphalte utilisée a été envoyé au recyclage et 50% en LES (procédé 'asphalt to landfill' dans SimaPro). N'ayant pas les données sur les émissions de ce recyclage, nous n'avons pu intégrer ce procédé dans le système et l'avons donc exclu du champ d'étude (Figure 4.3). Ce qui a donc été réalisé au niveau de la modélisation du système est une sortie de 50% de l'asphalte vers le processus de recyclage. Nous avons également attribué un crédit environnemental au système pour l'évitement de la production d'une masse d'asphalte équivalente aux 50% d'asphalte recyclée comme le suggère ISO 14041.

3.3.3 Analyse de l'inventaire

La numérotation des étapes correspond à celle adoptée dans le diagramme de flux (Annexe C).

Tableau 3.5 Bilan massique des entrants du système de produit

Composé	Quantité Entrant (kg)	Etapas du cycle de vie concernées	Quantité sortant (kg)	BILAN
Acier	25644	(1) Préparation du site	25644	0
Aluminium	151	(1) Préparation du site	151	0
Argile	880860	(1) Préparation du site	9E+05	0
Asphalte	786000	(1) Préparation du site	786000	0
Bois	193504	(1) Préparation du site	2E+05	0
Copeaux de bois	189600	(4) Placement des sols en biopiles	0	189600
Eau	40486	(8) Suivi	0	40486
Fumier	6402	(9) Gestion des émissions gazeuses	0	6402
Gravier	4275	(9) Gestion des émissions gazeuses	4275	0
HDPE	13050	(1) Préparation du site	13050	0
Latex	5	(8) Suivi	5.2	0
LDPE	73747	(1) Préparation du site	73747	0
Phosphate de diammonium	1644	(4) Placement des sols en biopiles	0	1644
PVC	11473	(9) Gestion des émissions gazeuses (3) Système d'aération	11473	0
Tourbe	15	(9) Gestion des émissions gazeuses	15	0
Urée	7525	(4) Placement des sols en biopiles	0	7325
Verre	9975	(8) Suivi	9975	0
Zinc	4	(1) Préparation du site	3.5	0
TOTAL	2244360		2000000	244360

Il est tout à fait normal que le bilan ne soit pas équilibré dans un procédé de décontamination où des phénomènes biologiques de transformation se produisent. Ainsi les nutriments et amendements mélangés aux sols ne se retrouveront pas en sortants du système.

3.4 Evaluation des impacts primaires et secondaires

3.4.1 La méthode EDIP

C'est la méthode EDIP qui a été sélectionnée pour procéder à l'évaluation des impacts du système. Ce choix a été guidé par plusieurs facteurs :

- **Cette méthode est aujourd'hui la méthode commerciale la plus utilisée avec EI99 dans les ACV publiées.** Elle est largement reconnue comme étant fiable. Un sondage effectué auprès de 12 experts internationaux a montré les points forts de cette méthode et a montré le consensus existant quant à sa fiabilité (Sorensen, 2002). Gardant à l'esprit les lacunes de cette méthode (notamment quant à l'évaluation des impacts locaux), il est possible d'interpréter les résultats obtenus.
- **Au niveau de l'évaluation des impacts locaux, certaines caractéristiques spatiales peuvent être intégrées à la caractérisation sous forme de facteurs (Annexe K).** Ceci montre un effort de la part des auteurs de EDIP de préciser autant que possible les impacts locaux. Dû à un manque de données du site, il n'a pas été possible de préciser ce facteur de spécificité spatial qui a donc pris la valeur de 1, définissant les meilleures conditions pour la génération des impacts locaux (Hauschild et al., 1998).
- **comme nous l'expliquerons plus tard, nous avons eu besoin de calculer des facteurs de caractérisation toxiques et écotoxiques.** Ce calcul s'est fait selon la méthode de Hauschild et al. (1998), et toutes les données nécessaires ont pu être trouvées dans la littérature et les bases de données toxicologiques et écotoxicologiques (Annexe K). Pour EI99, le calcul des facteurs de caractérisation nécessite des données non disponibles au moment de l'étude.

Dans EDIP, les impacts se mesurent en points. Par exemple, le cycle de vie d'une machine à café est de 7 Pt, le cycle de vie de 1 kg d'asphalte correspond à 0.002 Pt et d'une petite bouteille en verre à 0.001 Pt.

Le calcul des indicateurs de catégorie se fait selon une méthode précise présentée dans le Environmental assessment products, volume 1 (Hauschild, 2000). L'annexe K présente la méthode utilisée pour calculer ces facteurs.

La normalisation est basée sur les émissions de 1990. Pour les impacts globaux, les émissions considérées sont mondiales alors que pour les impacts locaux, c'est le Danemark (pays d'origine de EDIP) qui sert de zone géographique de référence.

La pondération est elle, basée sur les objectifs cibles de réduction du ministère de l'environnement du Danemark pour l'année 2000. Les facteurs de pondération sont calculés en divisant les émissions actuelles par les émissions cibles.

Les seize catégories d'impacts retenues par la méthode EDIP ainsi que leurs facteurs de pondération sont présentés dans le tableau 3.6.

Comme nous le verrons par la suite, seules les douze premières catégories d'impacts ont été étudiées dans l'interprétation. Les quatre autres catégories ont montré des résultats très faibles par rapport aux autres catégories lors des premières simulations. Il est ainsi apparu que ces catégories n'avaient pas de grande pertinence environnementale étant donnés les contextes technique et géographique de l'étude.

Tableau 3.6 Catégories d'impacts et facteurs de pondération de la méthode EDIP

Catégorie d'impact	Facteur de pondération
Potentiel de réchauffement global (PRG)	1.3
Réduction de la couche d'ozone	23
Acidification	1.3
Eutrophisation	1.2
Formation de photo-oxydants	1.2
Ecotoxicité aquatique chronique	2.3
Ecotoxicité aquatique aigue	2.3
Ecotoxicité terrestre chronique	2.3
Toxicité humaine via l'air	2.8
Toxicité humaine via l'eau	2.5
Toxicité humaine via le sol	2.5
Boues	1.1
Déchets dangereux	1.1
Déchets radioactifs	1.1
Cendres / scories	1.1
Ressources	1.1

Nous avons déjà abordé les limites des méthodes EICV. En ce qui concerne EDIP, nous pouvons citer les limites suivantes :

- le contaminant (dans notre cas, le diesel) est considéré comme relargué 'd'un seul coup' dans l'environnement
- la totalité du diesel (91,000 kg) est considérée comme disponible pour la toxicité, les phénomènes de sorption ne sont pas pris en compte
- les caractéristiques du sol ne sont pas prises en compte, comme la présence de microflore, de matière organique
- la qualité et quantité des récepteurs sont également omises des calculs des facteurs de caractérisation

3.4.2 Développement de facteurs écotoxicologiques et toxicologiques pour le diesel

3.4.2.1 Méthodologie pour le calcul des facteur de caractérisation (FC)

La méthode EDIP contenue dans SimaPro possède un certain nombre de substances déjà caractérisées. Pour évaluer l'impact de la contamination résiduelle, il a fallu calculer des facteurs pour le diesel, substance absente des listes d'EDIP. Ces calculs se sont faits conformément à la méthode développée par les initiateurs de la méthode EDIP (Wenzel, 1998) et sont présentés dans l'annexe K. **Parce que d'après la littérature, le diesel émis dans le sol a uniquement des effets toxiques et écotoxiques, il a été décidé de ne caractériser le diesel que pour ces catégories d'impacts** (un facteur nul a été attribué aux autres catégories d'impacts). Les effets écotoxiques peuvent être chroniques ou aigus. Pour évaluer ces impacts, la méthode EDIP effectue une modélisation partielle du sort des polluants dans l'environnement et prend en compte l'écotoxicité, la persistance et le potentiel de bioaccumulation des substances (Figure 3.3).

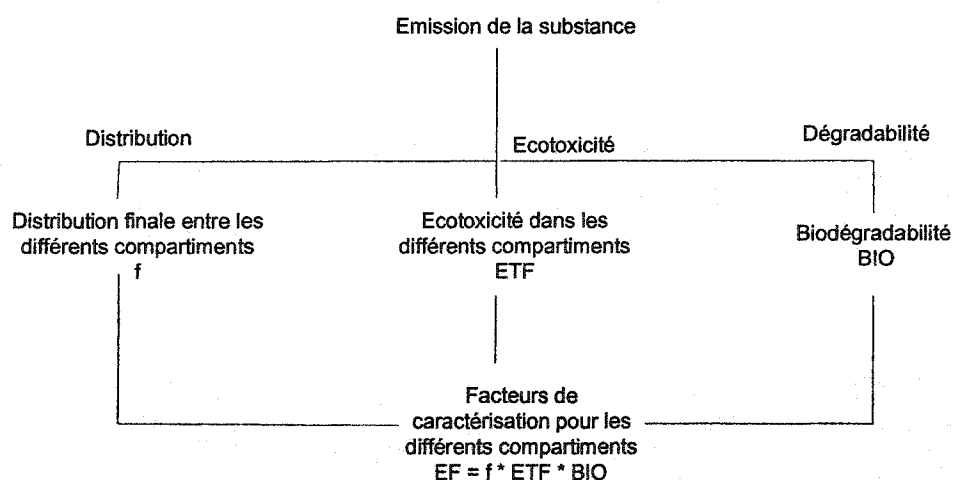


Figure 3.2 Calculs du potentiel d'écotoxicité (Wenzel & al., 2000)

Le potentiel de toxicité humaine est un impact subit, généralement, à une échelle locale. Le comportement des substances toxiques dans l'environnement, leur persistance, leur tendance à l'accumulation dans les aliments et les tissus humains sont les facteurs qu'EDIP utilise pour prédire le risque associé à ces émissions (Figure 3.4). La toxicité est déterminée par des tests de laboratoire sur des organismes vivants ou par des observations d'effets sur l'humain, la persistance est déterminée par un test de biodégradabilité et le potentiel de bioaccumulation est déterminé à partir du coefficient de partition octanol-eau (Annexe K).

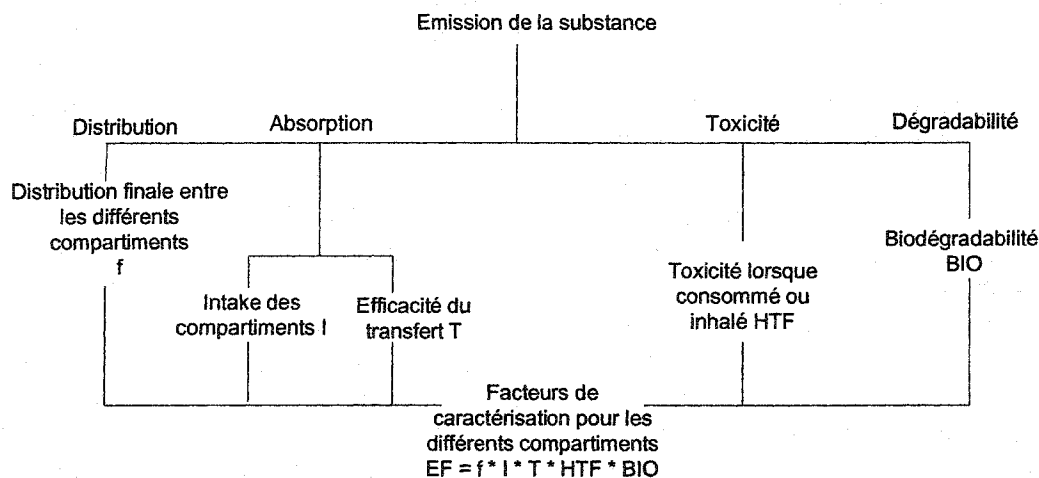


Figure 3.3 Calculs du potentiel de toxicité humaine (Wenzel & al., 2000)

3.4.2.2 Problématique spécifique au diesel : fractionnement du diesel pour le calcul des facteurs de caractérisation

Le diesel est constitué d'un mélange de centaines de substances dont la nature et la quantité respective varient selon la provenance du produit, le traitement qu'il a subi et le temps qu'il a passé dans les sols (Weisman, 1998). Plusieurs de ces substances sont très volatiles ou solubles, et certaines sont des cancérogènes prouvés. La réalisation d'une étude visant à identifier et à quantifier les risques de chacune de ces substances serait très onéreuse et difficile à réaliser. Il n'est donc pas possible de calculer pour le diesel un seul facteur pour chaque catégorie

d'impact. Nous avons suivi les recommandations du CCME (2001), elles-mêmes inspirées de la démarche du Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group (TPHCWG), un groupe de recherche américain sur les propriétés écotoxicologiques du diesel (CCME, 2001). Ce Groupe de travail a été formé en 1993 pour combler l'important écart existant entre les normes d'assainissement utilisées par les différents états américains dans les lieux contaminés par des hydrocarbures. À l'époque (et encore aujourd'hui), les normes numériques variaient, allant de dizaines à des dizaines de milliers de milligrammes d'hydrocarbures pétroliers par kilogramme de sol (CCME, 2001). Conscients que ces normes ne reposaient pas sur une évaluation du risque pour la santé humaine, les membres du Groupe de travail se sont donné comme but d'élaborer des données défendables sur le plan scientifique pour établir des niveaux d'assainissement sans danger sur les sites pétrolifères. Le TPHCGW est un groupe de recherche faisant parti de l'Association for Environmental Health Sciences (AEHS), organisme américain réunissant des chercheurs en écotoxicologie et toxicologie. Le TPHCWG a publié entre 1997 et 1999 une série de 5 rapports sur les propriétés écotoxicologiques et toxicologiques des d'hydrocarbures pétroliers. Ce sont ces rapports et les données qu'ils contiennent qui nous ont permis de déterminer les fractions de diesel pertinentes pour notre étude. Notre approche a été confortée par le fait que Environnement Canada utilise une approche similaire dans ses études sur la validité des critères génériques pour les HCP (CCME, 2001).

Ainsi comme le CCME et le TPHCWG, nous avons fractionné le diesel en fractions. Ces fractions ne sont bien entendu pas en quantité égale dans le diesel et les pondérations nécessaires ont été effectuées. Ce fractionnement se fait selon le nombre de carbones et le type de chaînes (aliphatique ou aromatique). Selon les études, le fractionnement se fait en 6 ou 8 fractions.

La méthode adoptée est constituée de deux étapes. Une fois la masse de chaque fraction dans le sol évaluée, les facteurs de caractérisation sont calculés pour chaque fraction. Ce sont ces facteurs de caractérisation au nombre de 5 (écotoxicité dans l'eau (FCE_{eau}), écotoxicité dans le sol (FCE_{sol}), toxicité dans l'eau (FCT_{eau}), toxicité dans le sol (FCT_{sol}), toxicité dans l'air (FCT_{air})), qui ont été entrées dans le logiciel SimaPro 5 (Tableau 3.10).

3.4.2.2.1 *Evaluation des proportions massiques de chaque fraction*

Les substances de chaque fraction ont été sommées pour déterminer les pourcentages massiques de chaque fraction. Ces calculs ont été faits pour la contamination initiale du sol (6145 mg/kg) mais également pour les trois critères génériques puisque les impacts primaires devaient par la suite être évalués pour ces quatre cas (Tableau 3.7).

Tableau 3.7 Masses (kg) des différentes fractions du diesel en condition initiales et pour les différents objectifs de décontamination C, B et A

	% massique sur le diesel	Masse totale de diesel dans le sol	C	B	A
Masse totale de diesel	100	9.10E+04	5.18E+04	1.03E+04	4.44E+03
C₆-C₁₀ aromatique	1.36E+01	1.24E+04	7.04E+03	1.40E+03	6.04E+02
C₁₁-C₁₆ aromatique	2.48E+01	2.25E+04	1.28E+04	2.56E+03	1.10E+03
C₁₇-C₂₁ aromatique	2.90E-03	2.68E+00	1.50	0.30	1.29E-01
C₆-C₁₀ aliphatique	1.27E+00	1.16E+03	6.57E+02	1.31E+02	5.64E+01
C₁₁-C₁₆ aliphatique	1.43E+01	1.30E+04	7.41E+04	1.48E+03	6.35E+02
C₁₇-C₂₁ aliphatique	4.60E+01	4.18E+04	2.38E+04	4.76E+03	2.04E+03

Les données nécessaires aux calculs ont été trouvées dans le volume 3 de la série de rapports de l'AEHS (Gustafson et al., 1997) ainsi que dans le rapport du CCME (CCME, 2001). Nous avons suivi la démarche proposée par EDIP qui est présentée à l'annexe K. Plusieurs paramètres ont dû être déterminés pour chacune des 6 fractions et sont présentés dans les tableaux 3.8 et 3.9.

3.4.2.2.2 Propriétés écotoxicologiques des fractions

Pour chaque calcul de facteur de caractérisation, qu'il soit écotoxicologique (FCE) ou toxicologique (FCT), des paramètres physico-chimiques sont nécessaires aux calculs et sont présentés dans le tableau 3.8.

Tableau 3.8 Valeurs de paramètres physico-chimiques pour les 6 fractions de diesel considérées

	$H(\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^3)$	$H(\text{atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol})$	$\text{Log } K_{oc}$	$\text{Log } K_{ow}$	K_{ow}	K_d
Aliphatique						
C₆-C₁₀	5.0E+01	1.2	4.5 E+00	2.94	8.7E2	73.25
C₁₁-C₁₆	1.2E+02	2.93	5.4 E+00	6.81	6.46E6	4.1E6
C₁₇-C₂₁	4.9E+03	119	8.8 E+00	11.53	3.4E11	6.8E9
Aromatique						
C₆-C₁₀	4.8E-01	0.012	3.2 E+00	3.41	2.57E3	51.4
C₁₁-C₁₆	5.3E-02	0.0013	3.7 E+00	3.91	8.1E3	162.6
C₁₇-C₂₁	1.2E-02	0.002934	4.2 E+00	4.41	2.6E4	514.1

En ce qui concerne le calcul des 2 facteurs écotoxicologiques (dans l'eau et dans le sol), les paramètres nécessaires sont présentés dans le tableau 3.9.

Tableau 3.9 Valeurs de paramètres écotoxicologiques pour les six fractions de diesel considérées

	K_d	f_{sol}	F_{eau}	BIO	$PNEC_{eau}$ (mg/l)	$PNEC_{sol}$ (mg/l)	FCE_{sol} (m ³ /g)	FCE_{eau} (m ³ /g)
Aliphatique								
C_6-C_{10}	73.25	0.8	0.2	0.2	0.072	79.38	1.48E-2	5.55E-2
$C_{10}-C_{16}$	4.1E6	0.8	0.2	0.2	0.072	4.43E6	5.88E-5	5.55E-2
$C_{16}-C_{24}$	6.8E9	0.8	0.2	0.2	0.072	7.34E9	1.18E-7	5.55E-2
Aromatique								
C_6-C_{10}	51.4	0.8	0.2	0.5	0.072	30.51	4.50E-1	1.39E-1
$C_{10}-C_{16}$	162.6	0.8	0.2	0.5	0.072	132.08	4.64E-2	1.39E-1
$C_{16}-C_{24}$	514.1	1	0	0.5	0.072	555.50	4.63E-3	0

3.4.2.2.3 Propriétés toxicologiques des fractions

Les détails des calculs pour la toxicité sont présentés aux annexes K et L. Le tableau de l'annexe L présente les paramètres nécessaires aux calculs des facteurs toxicologiques.

Les facteurs de caractérisation obtenus pour chaque fraction et entrés dans le logiciel SimaPro 5 pour le calcul des impacts primaires sont présentés dans le tableau 3.11.

Tableau 3.10 Facteurs de caractérisation (FCE et FCT) des fractions de diesel présentes dans le sol contaminé

Fractions	Quantité/k g de diesel	FCE_{eau} (m ³ /g)	FCE_{sol} (m ³ /g)	FCE_{air} (m ³ /g)	FCT_{air} (m ³ /g)	FCT_{eau} (m ³ /g)	FCT_{sol} (m ³ /g)
Fractions aliphatiques							
$C_6 - C_{10}$	0.01	5.55E-2	1.48E-2	NA	0.054	0.003	3E-5
$C_{11} - C_{16}$	0.14	5.55E-2	5.88E-5	NA	1	13.5	2.7E-7
$C_{17} - C_{21}$	0.46	5.55E-2	1.18E-7	NA	NA	NA	1.4E-4
Fractions aromatiques							
$C_6 - C_{10}$	0.14	1.39E-1	4.50E-1	NA	2.5	0.02	3E-5
$C_{11} - C_{16}$	0.25	1.39E-1	4.64E-2	NA	5	2.66	1.58E-6
$C_{17} - C_{21}$	10 ⁻⁵	0	4.63E-3	NA	NA	15.60	1.03E-7

CHAPITRE 4 - AN LCA STUDY OF AN ABOVEGROUND BIOTECHNOLOGY FOR DIESEL-IMPACTED SOIL REMEDIATION

Le présent chapitre est une copie de l'article intitulé "LCA study of an above ground remediation biotechnology for diesel-impacted soil", soumis en novembre 2002 pour publication dans *International Journal of LCA*. Les auteurs de cet article sont mesdames Laurence Toffoletto, Louise Deschênes et monsieur Réjean Samson. Un résumé en français est présenté dans une première partie.

4.1 Résumé

L'article qui suit présente les résultats d'une ACV d'un traitement par biopiles d'un sol contaminé au diesel. Cette étude est basée sur une décontamination ayant eu lieu entre 1996 et 1998 au Québec. La contamination provenait d'une fuite d'un réservoir de diesel. En 1996, c'est une biotechnologie composée de 5 biopiles qui avait été sélectionnée. Les infrastructures avaient été installées sur place (biopiles, système d'irrigation, d'aération, abris...) et démontées à la fin du traitement. Selon les critères de Environnement Québec, la contamination devait être réduite à 750 mg/kg (critère B).

L'unité fonctionnelle est la suivante : **"8,000 m³ de sol contaminé au diesel (6175 mg/kg) et qui doit être traité en biopiles pendant 2 ans"**. Le système de produit a été divisé en 11 étapes (Figure 4.3). Les bases de données utilisées pour procéder à l'inventaire sont celles présentes dans le logiciel SimaPro 5 (ETH, Buwal, Franklin). Les principales hypothèses émises pour réaliser sont les suivantes :

- La répartition énergétique au Québec est la suivante : 93% d'hydroélectricité, 2% nucléaire, 1% thermique, 4% autres. Sur le site, cette énergie servait au fonctionnement des pompes. The electric energy consumption considered was due to the use of pumps for aeration and liquid and gas emission management.
- Les transports (d'équipements, de sols, des échantillons) depuis et vers les sites ont été inclus dans les frontières de l'étude. Les distances ont été fixées à 150km aller/retour et 200km aller/retour pour les laboratoires.
- Les analyses hors site ont été exclues des frontières de l'étude.
- L'enfouissement des sols n'ayant pas atteint le critère B n'est pas inclus dans les frontières de l'étude.
- L'asphalte utilisée est vierge mais recyclée à 50% après son utilisation sur le site. Ce recyclage attribue un crédit environnemental au système.

Tous les résultats sont exprimés en score unique, c'est-à-dire que les impacts ont été normalisés et pondérés avec les facteurs de la méthode EDIP.

Les résultats montrent que c'est essentiellement la phase de préparation du site qui génère les impacts liés aux activités de décontamination (105% des impacts) (Figure 4.5). Plus précisément, c'est le pavage d'asphalte réalisé durant cette étape de préparation du site (Figure 4.5) qui génère 73% des impacts de la préparation du site (Tableau 4.1). Le phénol émis lors de la fabrication de l'asphalte est à l'origine de cet impact qui est essentiellement écotoxique. La majorité des impacts du système est d'origine locale.

La fermeture du site est l'autre étape significative : cette étape inclut le procédé de gestion des résidus et déchets du site. Son impact est donc négatif (Figure 4.5). Les équipements et transports ne génèrent pas d'impacts significatifs. L'analyse de sensibilité menée sur toutes les

données primaires (de site) ne montre aucun résultat significatif. Seule la variation de quatre entrants (argile, acier, eau et asphalte) se répercute dans les mêmes proportions sur le score final (Tableau 4.2).

Trois scénarios furent établis aux vues des premiers résultats :

Le premier concerne les impacts générés par un centre de traitement permanent (plusieurs traitements de sols contaminés pendant plusieurs années). Un centre permanent traite une grande quantité de sols durant son fonctionnement et les phases de préparation et de fermeture du site ne sont donc plus allouées uniquement à l'unité fonctionnelle (Figure 4.6). Ainsi l'impact associé à la décontamination des 8000 m³ de sol diminue de 85% comparativement à un centre temporaire conçu uniquement pour le traitement de ces 8000 m³. Le principal désavantage des centres permanents est l'obligation de transporter des grandes quantités de sols au centre. En fonction de la quantité de sol traité, les impacts associés à ces transports peuvent arriver à un niveau équivalent à ceux générés par la phase de préparation du site. Il est apparu important de considérer la distance au centre de traitement permanent ainsi que ses caractéristiques (quantités de sol traitée par an ; durée de fonctionnement) pour déterminer quel type de centre de traitement (permanent ou temporaire) offre la meilleure performance environnementale (Figure 4.7).

Le second scénario a étudié le remplacement de l'asphalte dans centre temporaire par du béton. Ceci est apparu comme une alternative plus coûteuse environnementalement (Figure 4.8). Le dernier scénario a permis d'étudier en détail les différentes séquences de décontamination ainsi que les impacts primaires. Quel que soit l'objectif de décontamination atteint (A, B ou C) les impacts secondaires générés sont quasi-identiques alors que la diminution d'impacts secondaires est bien plus importante pour les bas niveau de contamination résultante (Figure 4.9). Il apparaît ainsi qu'une fois le traitement commencé, il devrait durer le plus longtemps possible (jusqu'à ce

plus aucune dégradation ne se produise) puisque la majorité des impacts sont générés en début de traitement et que le gain environnemental est bien plus élevé pour les faibles contaminations résultantes.

Cette étude a montré l'importance d'optimiser l'étape de préparation du site pour diminuer significativement les impacts secondaires. Une attention spéciale devrait être accordée à l'asphaltage du site (quantité d'asphalte utilisée, recyclage). L'optimisation de la décontamination pourrait également être obtenue par une technique *in situ* comme la bioventilation qui nécessite beaucoup moins d'infrastructures. Finalement, cette étude a montré certaines limitations de l'outil ACV. La qualité des données récoltées pour l'inventaire n'est pas toujours appropriée et l'évaluation des impacts locaux ne prend pas en considération des phénomènes physico-chimiques locaux importants.

4.2 LCA Study of Aboveground Biotechnology for Diesel-Impacted Soil Remediation

4.2.1 Abstract

Primary and secondary environmental impacts associated with bioremediation of diesel-contaminated sites were assessed using a life cycle assessment (LCA). The case study was the remediation of 8000 m³ of subsurface soil impacted with an average of 6145 mg of diesel fuel/kg soil during a two-year period. Two scenarios were compared; the construction of a single-use treatment facility on site or the use of a permanent treatment centre that can accept 25,000 m³ soil/year. Moreover, since bioremediation is never 100% efficient, different efficiency scenarios, including the transportation of partially treated soil to landfill were analyzed. The primary impact of residual soil contamination was determined by developing a

specific characterization factor (ecotoxicity and human toxicity categories in the EDIP method) based on the toxic components of diesel. One major observation was the fact that the soil itself is responsible for an important fraction of the system's total impact, suggesting that it is beneficial to reach the highest level of remediation. The reutilization of the treatment facility is also an important issue in the overall environmental performance of the system. In the case of a single-use treatment centre, the analysis showed that site preparation (asphalt paving) was the major contributing stage to the overall impact, mainly due to the ecotoxicity impact category. Results indicated that off-site transport and the biotreatment process did not contribute notably to the level of environmental impact. The use of a permanent treatment centre is preferred since it allows a significant decrease of the remediation impact. However, when soil had to be transported for a distance greater than 250 km from the site, it was more beneficial to treat the soil on site.

LCA was found to be an efficient tool to manage contaminated soil in a sustainable way. However, because of the major contribution of soil residual contamination, additional spatial and temporal data should be collected and integrated in the substance characterization factors.

Keywords

Bioremediation ; contaminated soil; EDIP method; life cycle assessment; primary impact; secondary impact.

4.2.2 Introduction

Hazardous waste management has received attention in both Canada and the United States, namely for sites posing threats to public health. It is estimated that the number of contaminated sites in North America is over 425,000 (GAO, 1997). Across Canada, close to 4,800 contaminated sites lie abandoned or underutilized and about 60% of these sites involve

petroleum hydrocarbon contamination (Federal Contaminated Sites Inventory guide, 2002). Soil contamination from leaking underground storage tanks and its adverse effects are major problems facing us today due to their widespread distribution. Their current condition causes health and economic burdens. By July 2002, the Quebec (a province of Canada) Ministry of Environment's database on contaminated sites included 1893 sites contaminated with petroleum hydrocarbons (Environnement Québec, 2002). Therefore, huge volumes of soil need to be treated and the cost will appear very high to the society. National and provincial policies have forced owners to decontaminate to a certain criteria such polluted soils. Hence, in the province of Quebec, three criterial values for site use have been set out for petroleum hydrocarbon (C₁₀-C₅₀) contamination; A (300 mg/kg) for residential use ; B (700 mg/kg) for commercial use and ; C (3500 mg/kg) for industrial use (Environnement Québec, 2002) .

Remediation using aboveground biotreatment is the most cost-effective approach for hydrocarbon-contaminated soils (USEPA, 1995). Aboveground biopiles are now widely used to reduce the concentration of petroleum constituents in excavated soil through the use of biodegradation (USEPA, 1995). This technology can be used on site or on a permanent treatment centre. Basically, it involves excavating the contaminated soil, removing the debris, heaping soils into piles and stimulating aerobic microbial activity within the soil through the aeration, addition of nutrients and moisture. The enhanced microbial activity results in degradation of soil-sorbed petroleum-product in CO₂ and water. Advantages of this technology include relatively low capital and operating costs, simplicity of operation and design and relatively high treatment efficiency compared to *in situ* technologies (USEPA, 1995). Some disadvantages include the duration of treatment, which can be very long (from 6 to 24 months), and the non-achievement of low levels of contamination (e.g. the Quebec 300 mg C₁₀-C₅₀/kg A

criterion). One of the characteristics of all biotreatments is that it is almost impossible to reach complete decontamination, therefore a residual contamination always remains.

Only a few LCA studies have been conducted on remediation of contaminated sites. Nevertheless, in all cases, the remediation process itself generates environmental impact (Bender et al., 1998, Diamond et al., 1999., Page et al., 1999, Volkwein et al., 1999). This generated impact can be of global or local scale and can be classified as secondary impact (Volkwein et al., 1999). On the other hand, primary impact refers to the local impact caused by the contamination in soil. In the Diamond study, six qualitative LCA (called Life Cycle Management in the paper) covering no action, encapsulation, excavation and disposal, vapor extraction, *in situ* bioremediation and soil-washing were performed (Diamond et al., 1999). From that study, the general framework for using LCA for site remediation was clearly explained, specifically the issue related to the functional unit and the assessment of impact. The quantitative LCA performed by Page et al. (1999) was done on the remediation of a lead-contaminated site by excavation and disposal. Along with a complete assessment of secondary impacts, the site-related human toxicity impacts were evaluated using a generic exposure approach model and comparison with an effect level. Conclusions from these studies indicate that LCA methodology (specially the impact assessment phase) needs further refinement to be use in site remediation assessment (Volkwein et al., 1999).

Since the effects of bioremediation activities extend beyond the contaminated site itself some questions arise. For example: Are the secondary impacts generated increased in relation with the augmentation of severity of regulatory criterion? From a management perspective, does a permanent treatment center offer a better alternative than a single-use treatment facility? In what area can we improve the overall performance of this technology? Is the LCA method really useful to assess the environmental performance of site remediation?

This LCA study analyzes the remediation of a diesel-contaminated site using an aboveground biopile technology. All inputs and outputs are compiled and the impact of the entire activity as well as for each of the different stages are assessed. The findings of this study have allowed to answer the questions stated above as well as to propose ways to improve this popular technology.

4.2.3 System definition

The case study considered is a diesel-contaminated site (16,900 m²) located in the province of Quebec (Canada). A volume of 8000 m³ was impacted with petroleum hydrocarbon. The petroleum hydrocarbon (diesel oil) contamination resulted from the leakage of a diesel storage tank. This contamination (6145 mg C₁₀-C₅₀/kg soil) expressed in terms of the summation of hydrocarbon fractions from 10 to 50 carbons was well above the accepted C and B regulatory criteria and therefore had to be removed. The remediation project consisted basically of excavating the soil and treating it using an aboveground biopile treatment. The target was 750 mg C₁₀-C₅₀/kg soil (Quebec's B criterion). No consideration was made to the *in situ* treatment of groundwater. The design and modeling of the treatment facility was performed using site owner data (Bage, 2002). This treatment facility was located near the contaminated area and had to be removed at the end of decontamination (Fig. 4.1).

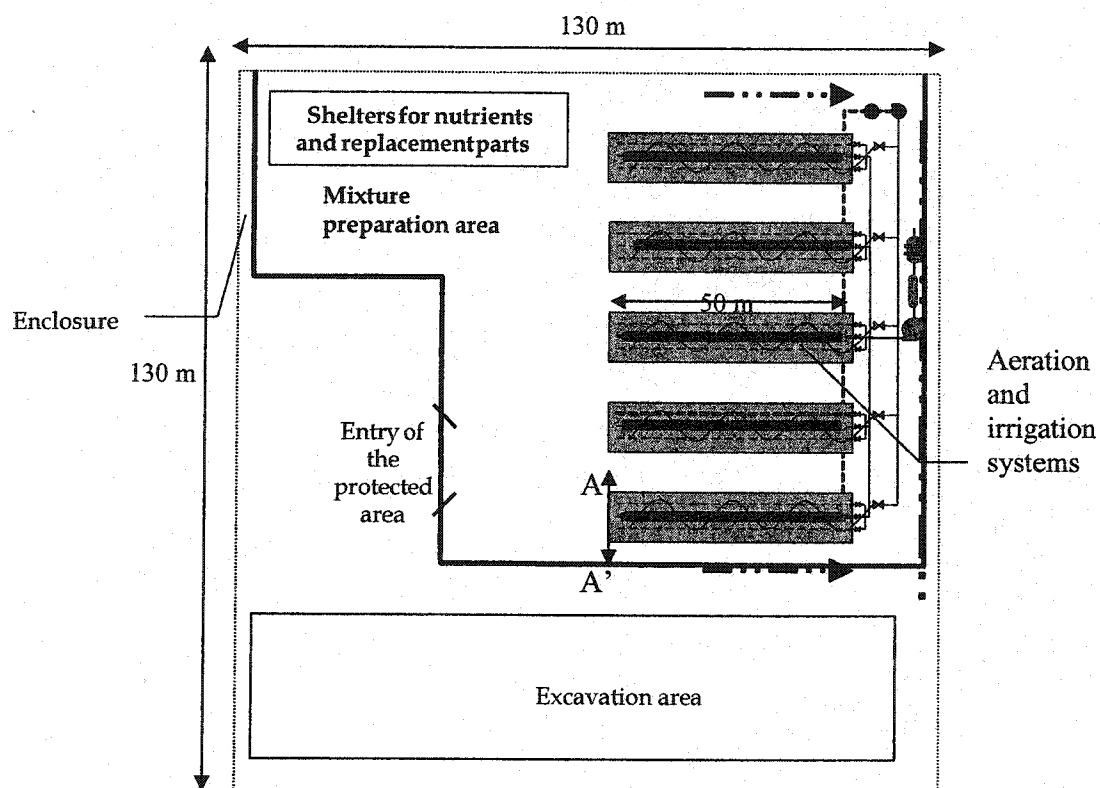


Figure 4.1 Schematic representation of the treatment area (not to scale).

Initially, the debris were removed from the soil, then five biopiles were constructed similarly to windrow composting piles. They consisted of long rows of soil 1.5 m high and 50 m long that were placed on an impermeable barrier (HDPE, 2 mm thick) and were then covered with an LDPE cover (2 mm thick). The biopiles were aerated and irrigated with water and nutrients (urea and di-ammonium phosphate) until remediation objectives were achieved. An air/water separator, humidification tower and air biofilter allowed the clean-up of volatile emissions while a water holding tank store the leachates which were then used to irrigate the biopiles (Fig. 4.2). Taking into account soil diesel concentrations, biopile design and climatic constraints, the biotreatment required 2 years in order to reach the B criterion for diesel (Bage, 2002).

The site remediation life cycle is shown in Fig. 4.3. The model system for the entire life cycle consists of sub-systems such as soil excavation, biopile treatment, leachate and volatile emission management as well as backfilling the excavation hole with treated or clean soil. A scenario was established in which the remediation was not successful in reaching the B criterion. In this case, partially treated soil (concentration > B criterion) are brought to a landfill (Fig. 4.3). Transportation modules are included in the process stages. Transportation involves changing the location of the soil and materials used.

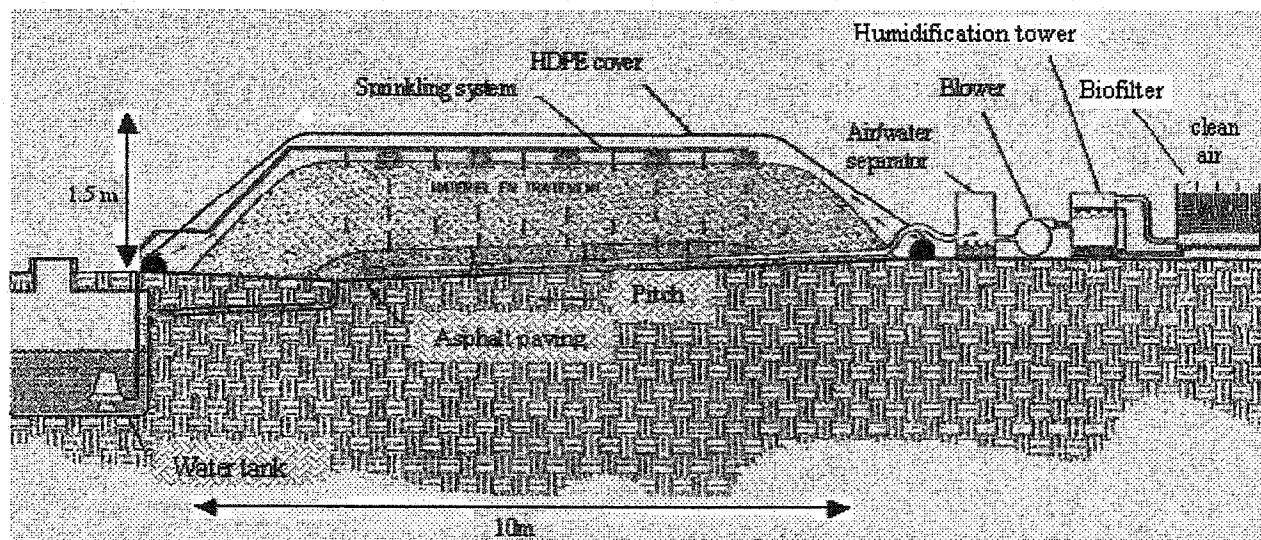


Figure 4.2: Schematic representation AA' of the biopile soil treatment technology (Ultramar, 1999).

4.2.4 Goal and Scope definition

The main objective of this LCA was to assess the primary and secondary impacts of the biopile treatment's life cycle as a function of the duration of treatment and the achievement of regulatory criteria. A single-use facility (the initial case study) was compared to a permanent facility to determine which parameters influence the environmental performance of each

alternative. These results would also allow to propose some optimizations process to reduce the environmental load of the bioremediation treatment.

The functional unit was set according to Diamond's (1999) recommendation that, "the functional unit should relate to the production of an amount of treated soil". Based on this, the functional unit selected for this study was defined as "the remediation, during a two year period, of 8000 m³ of diesel contaminated-soil (6145 mg C₁₀-C₅₀ / kg) to the B generic criterion (700 mg C₁₀-C₅₀ / kg) with an aboveground biopile treatment". The reference flow was 8000 m³ of soil.

4.2.5 Methods

The LCA was performed according to the set of rules established by ISO (ISO 14040, 14041, 14042 and 14043).

4.2.5.1 Life Cycle Inventory (LCI)

The environmental load was calculated in relation to the functional unit, and the inventory results are presented, evaluated and distributed into 11 life cycle stages as shown in Fig. 4.3. Each of the 11 life cycle stages is composed of one or several processes, which can be material production, transportation or equipment operation. Site preparation, soil heaping and volatile emission treatment life cycle stages are detailed in Fig. 4.4.

The data collection for this study was carried out from the results obtained from the site owner, reports of the bioremediation project and by modeling the technology (Bage, 2002). Thus, primary data comes from the design calculations realized for the installation of the treatment area and its subsequent processes (Bage, 2002). Secondary data from commercial databases such as Buwal, ETH, Franklin and IVAM databases was also used (Pré Consultants, 1997). The LCA modeling was performed using SimaPro 5 software.

To conduct an LCA, it is necessary to establish some postulates; otherwise, the study could be endless. The main assumptions used in the elaboration of the LCI are the following:

- The duration of the site remediation from the beginning of soil excavation to the site's closure was set at 2 years including a shutdown period of four months in winter.
- Geographically, the contaminated site is located in Eastern Canada, however, the overall system boundaries include all related activities that are in the SimaPro databases and which are essentially based on data from Western Europe. Some data were also obtained from the U.S. Franklin database.
- All activities occurring in the case study were included except the ones related to staff activities.
- The electric energy consumption considered was for the use of pumps utilized for aeration of the biopile, and management of liquid and gas emission. The Quebec power grid mix (comprised of 93% hydroelectricity, 2% nuclear, 1% thermic, 4% others) was build with ETH and IVAM data.
- All transportation to and from the site were included (equipment, soils, samples for analysis). The distances were set at 150 km for the equipment, 200 km for the laboratory and the landfill. The emissions from trucks and mechanical equipments were calculated using emission factors appropriate to the type of vehicle, loading and fuel type. Equipment use was simplified to include only the intended use of the equipment therefore; on-site traffic was excluded from transport.

- *Ex-situ* monitoring activities (laboratory analyses) were not taken into account due to their minor role (Diamond et al., 1998) however, transportation of samples to the laboratory was included.
- Landfilling of soils was excluded from the system boundary (Fig. 4.3): the reason being that within the LCA's temporal boundary, it is likely that the landfill would remain open and no significant emission to the environment would occur (Diamond et al., 1998). Nevertheless, landfills for the waste management operations were included in the system through the database software.
- The asphalt used for the pavement (786,000 kg; 0.1 m thick) of the treatment area is virgin and 50 % of the asphalt that is removed from the pavement at the end of the treatment is recycled. Therefore, only 50 % of the asphalt will end up in a landfill. Recycling asphalt was not included in the system since the recycled asphalt would be produced off-site (crushing and transport were included) and would have a different ultimate end use. A product avoided credit was then added to the system since it avoids the production of 393,000 kg of virgin asphalt.
- Moreover, due to the high environmental impact of asphalt production, asphalt paving was deliberately restricted to the contaminant sensitive parts of the treatment area: the foundation of the biopiles (2500 m²) and the soil storage area (900 m²).

4.2.5.2 Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

The impacts classification, characterization, normalization and weighting were performed using the EDIP method (Hauschild et al., 1998). Eleven environmental relevant impact categories (of the 16 proposed by the EDIP method) were considered in the impact assessment.

To determine the primary impacts of the soil contamination prior and after treatment, it was decided to introduce the characterization factors for the diesel into the EDIP methodology (Hauschild et al., 1998). This allowed the primary impacts to be accounted in the assessment of life cycle impact. Since diesel is a mixture of hundreds of chemical compounds, characterization factors were calculated for the three main fractions (C_6 - C_{10} , C_{11} - C_{16} and C_{17} - C_{21}) representative of diesel for toxicologic and ecotoxicologic impact categories (Gustafson et al., 1997). These characterization factors were then entered in the software in order to proceed with the impact assessment of the primary impact. Hence, by subtracting the overall impact of the remediation project from the secondary impacts, it became possible to track the primary impacts reduction associated to the soil contaminant.

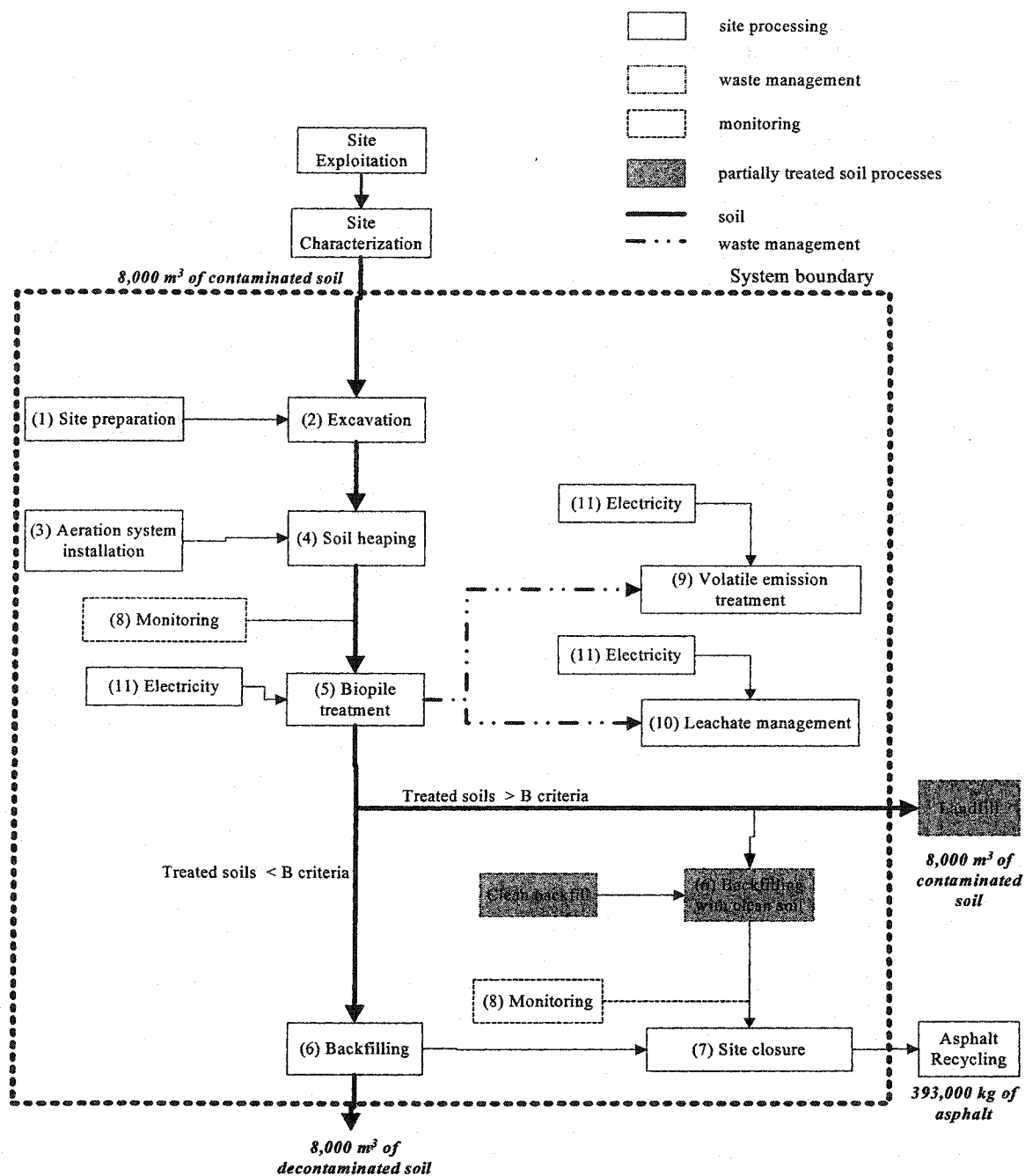


Figure 4.3 Life cycle flow diagram

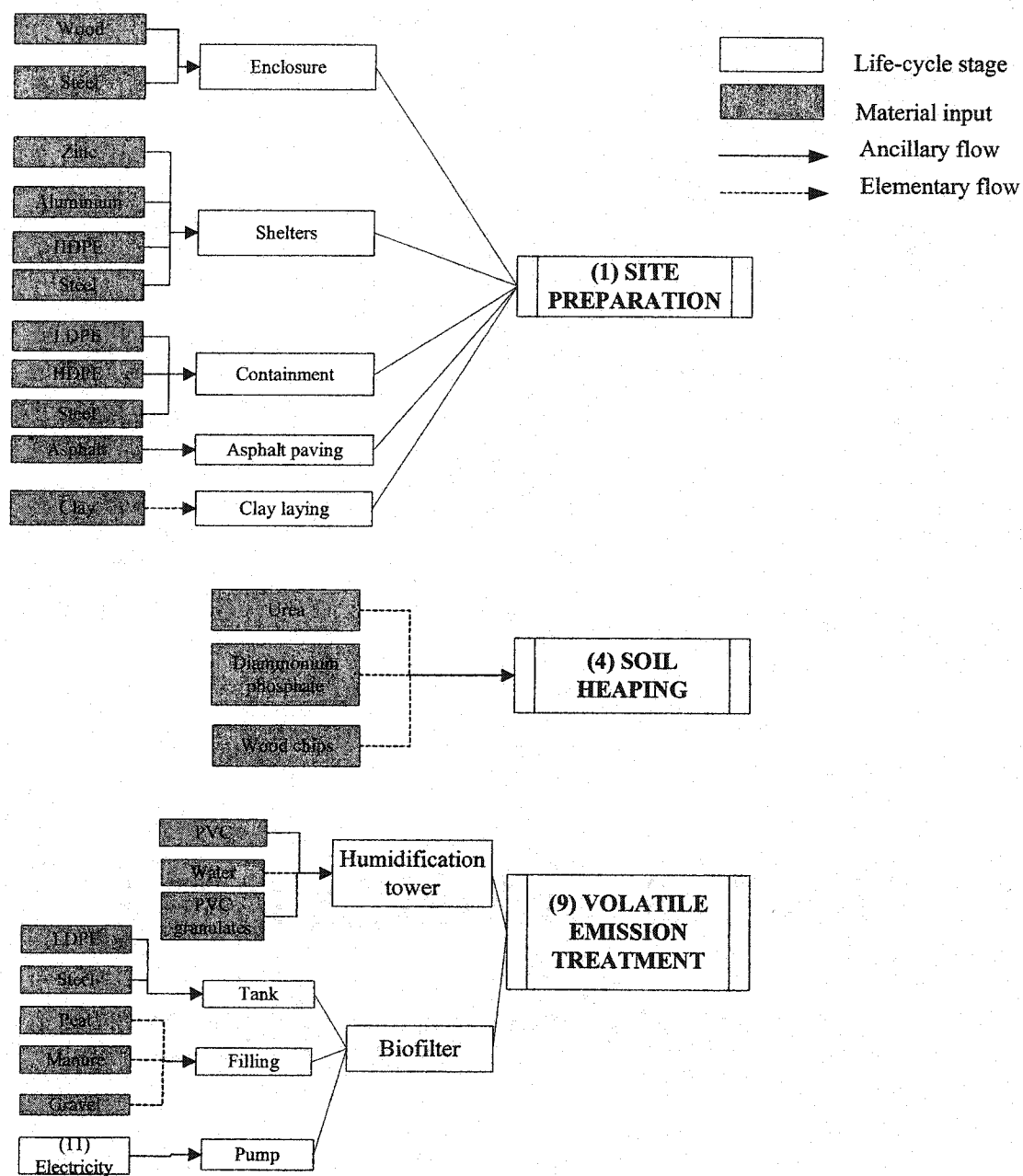


Figure 4.4 Flow diagrams for three life cycle stages: (1) site preparation, (4) soil heaping and (9) volatile emission treatment.

4.2.5.3 Qualification of inventory data

Qualification of inventory data was assessed with the SimaPro 5 qualification method. This method takes into consideration the following data quality requirements: Time-related coverage, geographical coverage, type of data, allocations and system boundary. The data quality indicators were selected according to the geographic and time specificity of this study. It was assumed that the activities took place in Canada in the late 90's. Consequently, secondary data sources had to also reflect the geographic specificity and this time period. Overall, the data quality was not very high (score of 1/3 on the SimaPro 5 data quality scale). This can be explained by the followings facts: 1) The databases used were predominantly European and thus, attributed a low score to the data quality. However, many of the European data is directly applicable to the north-American context. For example, the production of HDPE and PVC use the same processes and raw materials on both continents; 2). A significant proportion of the data taken from databases is not well documented which considerably reduces the quality score; and 3) Remediation data was taken largely from a project and a modelization report from the late 90's. However, the biopile technology has not changed noticeably in the last ten years and we could consider that most of the process units are still applicable. These three facts probably resulted in an under-estimation of the quality of the data used. Therefore, although the SimaPro quality system awarded a low data quality score, we have confidence in the data used and the results obtained.

4.2.6 Results

4.2.6.1 Contribution analysis for building and operating the soil treatment facility

More than $4\text{E}+06$ kg of materials were required to build the treatment centre (**Table 4.1**). The three major mass inputs were clay (880,860 kg), asphalt (786,000 kg) and wood (383,104 kg). Pumps required 9,400 KWh during the two years of operation. Transports represented 98,000 km and the total diesel consumption (equipment and transport) calculated for these 2 years was 95,000 kg, which surprisingly is equivalent to the diesel that leaked into the soil and caused the initial contamination (91,000 kg). When soils had to be landfilled (e.g.: when the treatment was not successful in reaching B criterion), this diesel consumption rose to 140,000 kg.

Table 4.1 Principal materials involved in the building and operation of a soil treatment center

Inputs	Mass (kg)	Life cycle stage
Aluminum	151	
Asphalt	786,000	
Clay	880,860	
HDPE	13,050	(1) Site preparation
LDPE	73,747	
Steel	25,644	
Wood	193,504	
Zinc	4	
Diammonium phosphate	1,644	(4) Soil heaping
Urea	7,525	
Wood chips	189,600	
Glass	9,975	(8) Monitoring
Latex	5	
Water	40,486	
Gravel	4,275	(9) Volatile emission treatment
Manure	6,402	
Peat	15	
PVC		(3) Aeration system installation
	11,473	(9) Volatile emission treatment
TOTAL	2,244,360	

4.2.6.2 Impact assessment

The secondary impacts related to the site remediation were assessed and presented as a single score, meaning that the impact is normalized, weighted and aggregated. More than 214 substances have contributed to the secondary impacts generated by the soil treatment, but only 14 of these contribute to more than 1% of the total impact (**Table 4.2**). The substances released contribute mostly to the ecotoxicity water impact category which is also the impact category contributing the most to the total impact (71%). On the other hand, global impact categories represent no more than 7% of the total impact of the system.

The most important output is phenol which, with only 762.6 kg, represents 46.3% of the total impact. On the other hand, with $3.6\text{E}+05$ kg, CO_2 emissions represent only 2.6% of the total impact.

Phenol is released in the water compartment like Cu which is the second output contributing the most to the impact (14.7% of the total impact). Phenol and Cu are released during the site preparation stage and represent respectively 92.6% and 0.4% of the impact of the site preparation stage (**Table 4.2**).

During site closure, some solid wastes are released but waste management (included recycling) allows also a net environmental benefit at this stage (phenol contributes for – 46.3% to the impact of site closure) (**Table 4.2**).

Table 4.2 Substances released into the environment (contributing to more than 1 % to the total impact of the system).

Impact contribution for each life cycle stage (%)														
Output	Mass (g)	Impact categories for which the substance is characterized	Total	(1) Site preparation	(2) Excavation	(3) Aeration system	(4) Soil heaping	(5) Biotreatment	(6) Backfilling	(7) Site closure	(8) Monitoring	(9) Volatile emission treatment	(10) Leachate management	(11) Electricity
Airborne emissions														
benzene	459.8	Human toxicity air Photochemical smog	2.6	3.4	0.0	x	0.0	0.0	0.0	-1.0	0.1	0.0	0.0	0.0
CO ₂	3.6E+08	GWP	2.6	1.8	0.2	x	0.2	0.2	0.3	-0.1	0.1	0.0	x	0.0
CO ₂ (fossil)	1,8E+08	GWP	1.3	1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Hg	13	Eutrophication Human toxicity air	3.3	0.6	0.0	x	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.0	0.0
NOx	2.0E+05	Eutrophication Acidification	1.2	0.7	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Waterborne emissions														
Cd	57.2	Ecotoxicity water Human toxicity water	3.5	0.6	0.1	x	0.1	0.1	0.1	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Cu	1.4E+05	Ecotoxicity water	14.7	0.4	x	x	x	x	x	14.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Hg	6.6	Ecotoxicity water Human toxicity water	1.7	0.1	0.0	x	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0
metallic ions	7.3E+04	Ecotoxicity water	1.9	0.3	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	x
phenol	7.6E+05	Ecotoxicity water	46.3	92.6	0.0	x	0.0	0.0	0.0	-46.3	0.0	0.0	0.0	0.0
Sr	688.2	Ecotoxicity water	3.2	3.2	x	x	x	x	x	-0.1	x	0.0	0.0	0.1
Zn	2.7E+04	Ecotoxicity	1.2	0.1	0.0	x	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0

water													
Emissions to soil													
Solid waste	2.0E+06	Bulk waste	7.8	x	x	x	x	x	7.8	x	x	x	x
Hg	6.1	Human toxicity soil	1.5	x	x	x	x	x	1.5	x	x	x	0.0

Only two stages of the system were determined as significant. Together, site preparation (stage 1) and site closure (stage 7) represent more than 90% of the total impact (**Fig. 4.5**). Also, 105% of the global impact was generated by the site preparation (enclosure and shelter installation, biopile containment, asphalt paving and clay spreading). The contribution of this stage was superior to 100% (e.g.: site preparation) because the overall impact of the system was set at 100% and because of the environmental credit associated to recycling. This total impact is essentially caused by the acute and chronic water ecotoxicity impact categories (respectively 66% and 17% of the total site preparation impact). All other impacts, particularly global ones (GWP, ozone depletion), does not contribute in a significant way to the total impact.

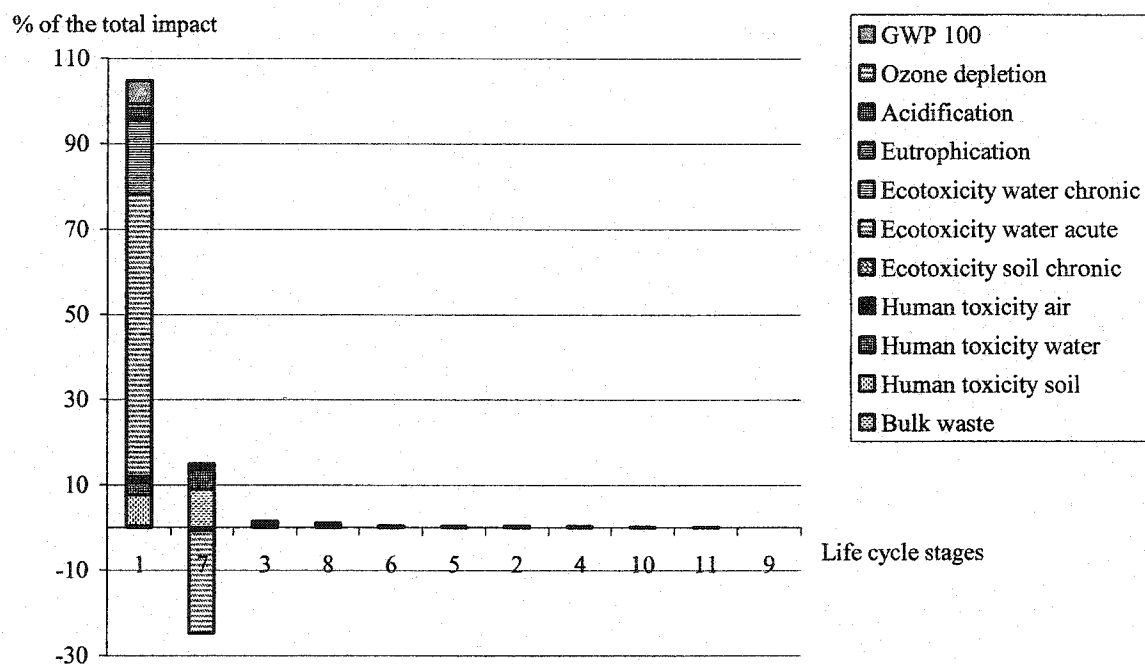


Figure 4.5 Contribution of each life-cycle bioremediation stage (single-use of the treatment facilities)

Moreover, the production of the asphalt mix represents 73% of the “site preparation” impact (Table 4.3). This is because asphalt covers the entire treatment and soil storage surface (3400 m²) which is necessary to prevent the contaminants from leaching into the soil. The HDPE, used to contain the biopiles are, along with PVC, used in the pipes for the irrigation and aeration systems, the two other major impact contributors of the system (Table 4.3). Site closure (stage 7) represents about -10% of the total impact of the system (Fig. 4.5). It includes the impact of waste management of residual materials (asphalt, wood, HDPE, LDPE, glass, steel scrap, aluminum). A benefit of -361% is generated by the avoided product credit awarded for the recycling of 393,000 kg of asphalt. Therefore, it can be seen that asphalt plays a major role in the entire system through its production and its end-of-life.

Table 4.3 Impact contribution in percentage of the principal processes (contribution > 5 %) of stages 1 and 7.

Process	Life cycle stage		
	All system	Site preparation (stage 1)	Site closure (stage 7)
Total of all processes	100	100	100
Remaining processes	7	8	-26
Asphalt mix for cover	38	73	-361
Landfill for asphalt	20	NA	191
HDPE	13	12	NA
PVC	6	6	NA
Landfill wood	6	NA	56
Landfill plastics	3	NA	29

4.2.6.3 Equipment and transport contribution

Despite their high consumption of diesel and their long work periods (1639 hours for 2 years of operation), mechanical equipment represent only 3.3 % of the total impact (the third score after site preparation and site closure). The dozer crawlers used during asphalt paving and the hydraulic excavators are the equipments that generate the highest impact. This is due to their considerable operation time (166 hours for the dozer crawlers and 300 hours for the excavators), power (315 hp) and diesel consumption (1 l/hp.h). On the overall system, the dozer crawler and excavators generate 2% of the total environmental impact while transport only represents 1%.

4.2.6.4 Perturbation analysis on the inventory level

To determine which inputs are the most sensitive, a perturbation analysis was performed on the primary data. Except for four inputs (asphalt, clay, steel and processed water), the perturbation analysis did not show any important effect (increase < 0.5 %) on any impact category nor on the single score (Table 4.4). Again, the increase in use of asphalt plays a major role on the increase

of the ecotoxicity. On the other hand, the increases in use of clay and processed water influence the acidification. These results indicate that special attention has to be paid to the quantity of these materials used in the system. An inaccurate estimation of the value of these inputs could change the final single score in the same order of magnitude.

Table 4.4 Increase percentages of 5 impact categories for a 1 % input mass increase (only variations > 0.5 % are presented).

Input increase of 1 %	% increase for single score and impact categories					
	Single score (%)	GWP (%)	Acidification (%)	Human toxicity soil (%)	Ecotoxicity water chronic (%)	Ecotoxicity water acute (%)
Asphalt	0.5	0	0	0	0.7	1.5
Clay	1.2	0.2	1.3	0	0	0
Steel	1.2	0	0	0.8	0.7	0
Processed water	1.2	0.2	1.3	0	0	0

4.2.6.5 Optimization of soil management practices

To optimize the soil management practices, three scenarios were studied: The first focuses on the comparison between permanent and single-use treatment centers, the second takes into account the replacement of asphalt by concrete while the last considers the different remediation targets.

4.2.6.5.1 Permanent facilities

Instead of a single-use treatment center, soils could have been sent to a permanent treatment site (150 km away from the contaminated site) or the single-use facility could have received contaminated soils from other locations. The hypothetical permanent treatment center is able to treat 25,000 m³ /year during a 10 year period using the same infrastructure. This represents an

average size of a treatment center of which there are approximately twenty in Quebec. In these two cases, the impacts generated by the preparation site stage (1) and closure site stage (7) are no longer exclusively allocated to the 8,000 m³ contaminated soil and consequently 85% less impact would have been generated for its remediation. Installation of the aeration system (3), monitoring (8) and backfilling (6) are the three life cycle stages contributing the most to the total impact (**Fig. 4.6**). Local impact would be predominant for stages 3 and 8 because the aeration system requires PVC (which is changed for each treatment) and sample collection require glass bottles. PVC and glass are two materials whose production generates mainly ecotoxicologic and toxicologic impact. The backfilling stage entails only the use of an excavator which explains why GWP is the main impact generated in this stage. As for single-use site, local impact would be the main type of impact generated.

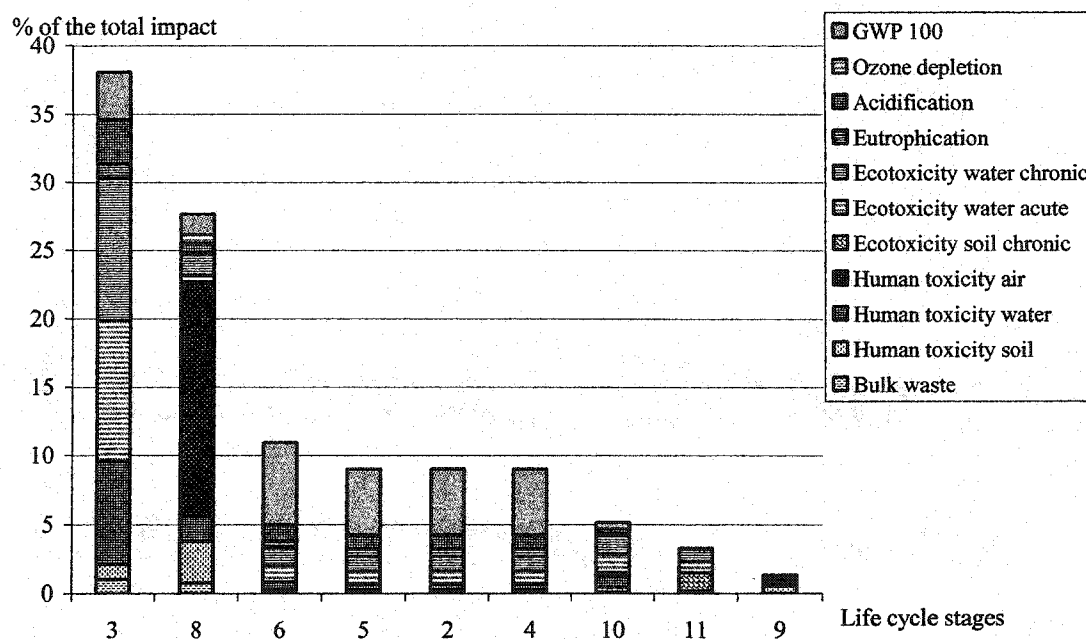


Figure 4.6 Contribution of each life-cycle biotreatment stage with stages 1 and 7 removed (permanent treatment facilities)

The difference between single-use and permanent treatment centers resides essentially in the transportation of the contaminated soils from the site to the treatment center. It was assumed that the design of the two types of facilities would remain the same. The calculation indicate that the remediation of 8000 m³ of contaminated soil in a permanent treatment center would generate less environmental impact than a single-use treatment facility as long as the distance is within a radius of 250 km (Fig. 4.7). This also suggests that a permanent treatment center could deserve a region of about 200,00 km² ($\pi \times 250^2$).

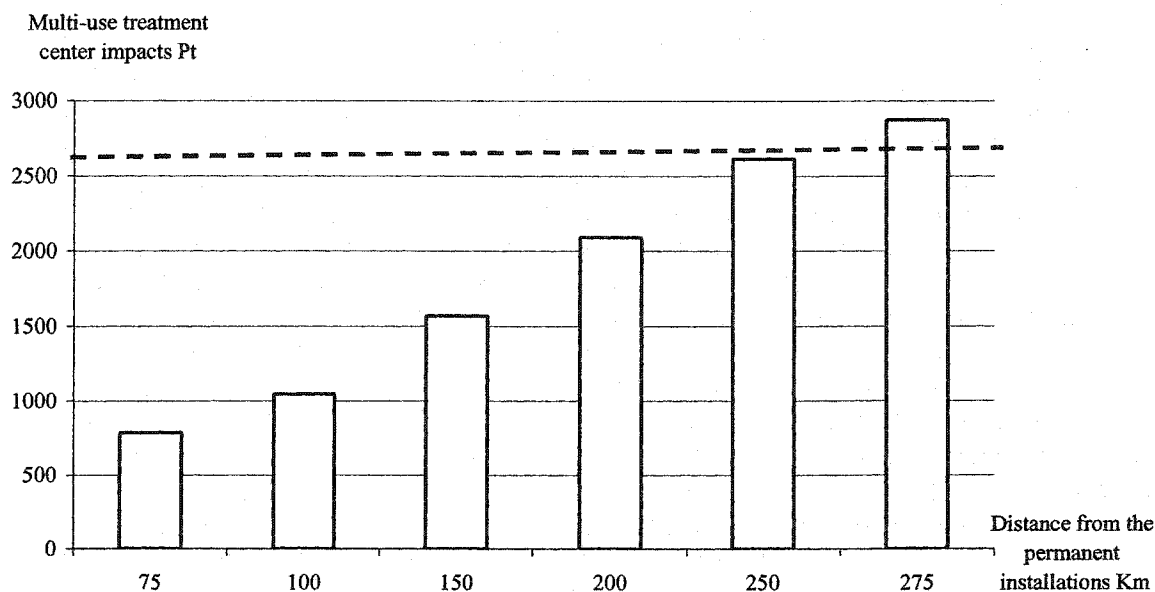


Figure 4.7 Threshold distance for which a single-use center becomes more advantageous than sending the soil to a permanent treatment center. The dashed line represents the secondary impact (2581 points) of treating 8000 m³ of soil in a single-use treatment center.

4.2.6.5.2 Scenario on asphalt paving

As shown in the previous sections, asphalt is the material input generating the highest impact. One can suggest to replace asphalt with concrete. Results indicate that avoiding the use of asphalt reduces the total impact of 73% (1530 points) while the use of concrete increases it by

252% (5263 points) (Fig. 4.8). As for asphalt production, mainly local impact (ecotoxicity water acute and chronic) is generated during concrete production. It is the energy required for the production of concrete (especially coal electricity) which generates these ecotoxicologic and toxicologic impacts. It should be noted that the comparison was performed using the ETH databases which use the Dutch power grid, where 35% of the electricity is from coal (Pré Consultants, 1997). However, if the production of concrete was made in the province of Quebec, the impact could possibly be much lower since the Quebec power grid is composed of 97% of hydroelectricity. Unfortunately, no process data is available for this region.

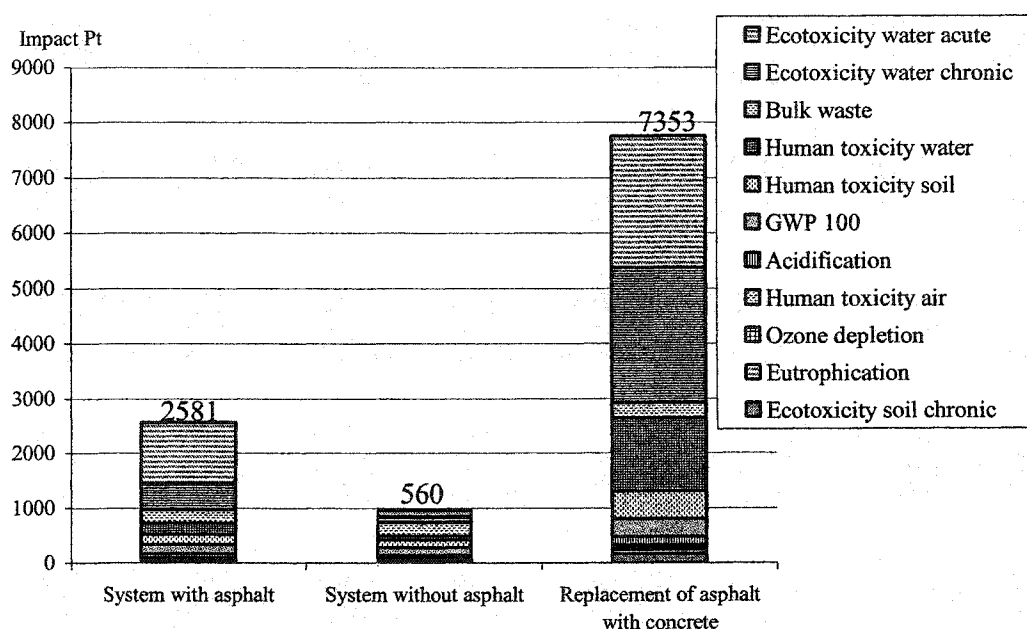


Figure 4.8 Comparison of the impact for three site paving scenarios.

4.2.6.5.3 Alternative treatment target

The efficiency of treatment can vary highly depending on the type of soils (e.g.: percentage of clay), the presence of inhibitory substances (e.g.: heavy metals), the concentration and activity of microorganisms involved in the degradation and the heterogeneity of the contaminant and nutrient distribution. Because biopile technology is never 100% efficient, it means that residual

contaminants are always present. Depending on the efficiency of the treatment, it is often mandatory to dispose the partially treated soil in a landfill. Hence, a scenario in which the partially treated soil is transported to a landfill was analyzed (**Fig. 4.3**). In this scenario, the three remediation targets (A, B and C generic criteria) were compared based on the summation of primary and secondary impacts as well as on the secondary impact itself. (**Fig. 4.9**). It should be remembered that primary impacts refer to the impact related to *in situ* contaminants remaining in the soil after remediation. . When the secondary impacts of the whole life cycle are considered, results indicate that reaching criteria B and A generates an increase of only 3% (difference between 2660 and 2581 Pts) in comparison to sending all the soil to landfills (e.g.: reaching the C criterion). This small difference is due to the predominant impact associated to site preparation which is unavoidable for reaching the three targets. On the other hand, the contribution of transport, energy, water and nutrients is very low compared to site preparation. Even if transportation of semi-remediated soil to landfill and transportation of clean soil for backfilling represent a total travel distance of 85,500 km, the related impact was hidden by the asphalt paving process (stage 1). Adding the primary to the secondary impacts allows for a more accurate representation of the overall impact of the bioremediation as well as visualizing the specific effect of the contaminant ($C_{10}-C_{50}$) in the reference flow. It can be observed that the presence of contamination has a very important contribution on the overall impact. The initial contaminated soil possesses a residual impact of 18,500 points, which represents about nine times the number of points generated by the remediation activities. Obviously, it can be observed that reaching low levels of contamination (A and B generic criteria) contributes to the minimization of the residual contamination and, thereby, to the decrease of the bioremediation's total impact (**Fig. 4.9**). Reaching the B criterion (700 mg $C_{10}-C_{50}$ /kg) implies that the presence of residual contaminant increases the remediation impact by about 50% while it is only

increased by 20% when the A criterion has to be reached. However, achieving these low levels of contamination requires much more time which translates into higher costs for stakeholders.

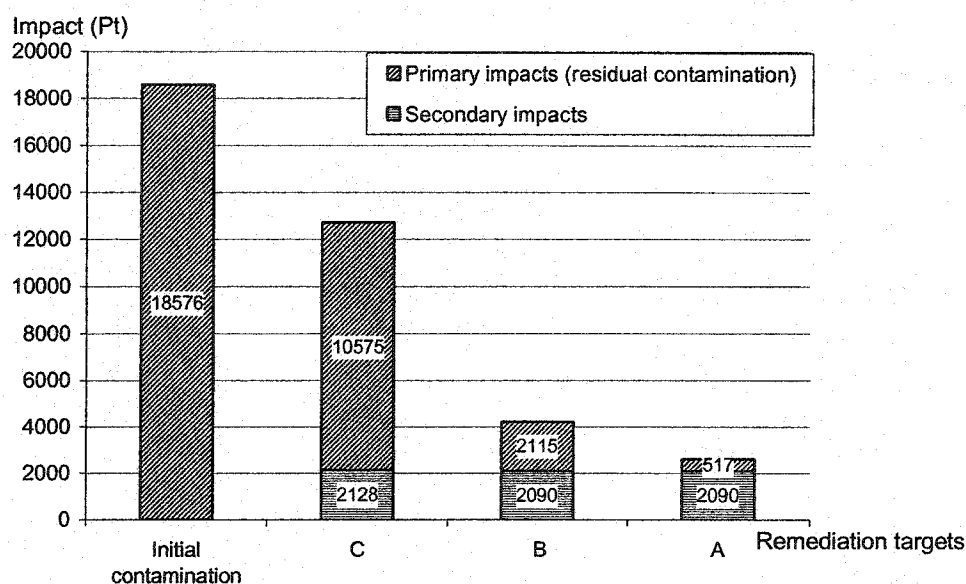


Figure 4.9 Remediation impact (single score) where X represents initial contamination (6145 mg C₁₀-C₅₀/kg soil) and A, B and C are the Quebec's soil remediation criteria (C= 3500 mg C₁₀-C₅₀/kg, B = 700 and A = 350)

Moreover, the contribution of the bioprocess stage itself was assessed. Hence, life stages 5, 8, 9, 10 and 11 and represent the biopile operation, the treatment of leachate and gas emission and the monitoring activities were analyzed. The bioremediation process itself (without any peripheral processes such as excavation, heaping soils or site preparation) generates only 2% of the total impact (46 points) and remains the same whatever the remediation target. Once again, the difference in the quantity of electricity and water used is not significant.

4.2.7 Discussion

4.2.7.1 Impact of site remediation

This LCA proved useful to assess the burdens associated with site remediation activity. One major observation was the fact that the soil itself is responsible for an important fraction of the system's total impact. Even when the soil is remediated to the lowest criterion (criterion A), its toxicity still represents 20% of all secondary impact for the case of a single-use treatment facility. This is because the mass of contaminants (91,000 kg of C₁₀-C₅₀) and the toxicity associated with the petroleum hydrocarbons are very important. It appeared also that treatment efficiency does not influence the level of secondary impact. Nevertheless, on a comparative basis, it is clear that for many cases of site remediation, primary impact will easily exceed the secondary impact associated with peripheral activity. This statement should be used with caution since the EDIP method was used to assess the primary impact. The method is not well adapted to the assessment of primary impact. Many physical and chemical properties of the soil and the diesel were not taken into account during the characterization factor calculations in the EDIP method. For instance, no sorption phenomena were integrated in the calculations and the model assumes a one-shot release of the contaminant and the entire availability of the diesel (Hauschild et al., 1998). From the EDIP method, all diesel which is in the soil is considered available to produce ecotoxicologic and toxicologic effects. These omissions probably overestimate the ecotoxicologic and toxicologic impact. Moreover, the way to calculate the human toxicity and ecotoxicity factors does not consider the biological environment (are there people, animals or plants near the contaminated site?) nor the type of exposure. The results used in this

study are based on these assumptions and omissions but knowledge of site specificities could decrease the relative importance of primary impact drastically.

When only secondary impacts are considered it appears that remediation of localized diesel-contaminated soil results in burdens mainly of a local scale (water and human ecotoxicity). This is due to the significant quantity of asphalt used in the site preparation stage. Asphalt has a high acute and chronic water ecotoxicity impact because of the release of its by-product, phenol (1.9 g/kg asphalt which corresponds to 747 kg of phenol), during its production. Phenol, which has a characterization factor of 22 in the EDIP method for water ecotoxicity accounts for the major impact observed for the asphalt and site preparation. Phenol is an aromatic alcohol and a well-known water ecotoxic contaminant which explains the high ecotoxicity water impact obtained for the system (Health Canada, 2000). Environmental effects are likely to occur close to release areas (close to the asphalt production site), because phenol has a short half-life in both air and water (Health Canada, 2000). These parameters (high quantity of phenol, high phenol ecotoxicity) explain why the water ecotoxicity is the highest impact generated in the system. These results are different from the other LCA studies conducted on bioremediation activities which observed production of global and local impacts in the same proportion (Page et al., 1999; Volkwein et al., 1999). In Page's study, emissions associated with asphalt paving were addressed only qualitatively and then, phenol impact was not counted in the impact assessment.

Besides the difference of technologies studied and data used, this difference can also be explained by the fact that the EDIP method emphasizes the importance of local impact (higher weighting and characterization factors).

It is also interesting to observe that transportation of soils to landfills increases the total impact of only 3%. This is due to the low impact of transport emissions compared to ecotoxic and toxic

substances. The weighting factors used in the EDIP method for global impact (e.g. GWP and ozone depletion) are also twice as low as ones for local impact. Moreover, it can be stated that transportation of contaminated soil to a landfill is a better alternative than to leave the contaminated soil in place.

4.2.7.2 Recommendations for reducing pollution

For this case study, the development of permanent treatment centers offers a good alternative to reduce the environmental burden. Permanent treatment centers' advantages reside in the allocation of the impact of site preparation and site closure to the total quantity of soil treated during the center's operation time, which can be very high (240,000 m³ for the treatment considered in Fig. 7). If a significant quantity of soil is treated in a permanent treatment center, asphalt paving impact becomes insignificant compared to the impact related to routine operations such as soil transportation, monitoring or energy required for pumps. Consequently, site preparation can be more profitable if a significant quantity of soil is treated in a permanent treatment center. However, these soils should be located no further than 250 km (for a site treating 24,000 m³ / year during 10 years) (Fig. 7). Depending on the volume of contaminated soils treated each year, the duration of permanent installations and the contaminated sites' geographical location, permanent installations can be a very interesting alternative for any type of treatment. Before implementing a treatment center or another, stakeholders have to take into consideration all the parameters cited previously. A prospective LCA appears to be a good means to determine which type of center (permanent or single-use) should be chosen for soil remediation.

The results of this study can be used for the reduction of the pollution generated by the remediation with biopiles of a contaminated site. The following recommendations could be used to improve the environmental performance of aboveground soil bioremediation technology:

- To reduce the overall environmental impact hydrocarbon contaminated-soil should be treated to achieve the lowest level of residual contaminants.
- If a temporary site cannot be prevented, improvements should be performed as much as possible in the site preparation stage.
- In the site preparation stage, it is suggested to use recycled asphalt instead of virgin asphalt. Whatever the process used to recycle (microwave process, heating, cold mixing), the environmental burden will be lower than the one caused by virgin asphalt production. No environmental data was available for *ex-situ* recycled asphalt at the time of this study. Nevertheless, this improvement option makes sense considering that 50 percent of the asphalt that is removed each year from American roadways is reused in new asphalt pavements (NAPA, 2000). Increasing the quantity of asphalt going to the recycling center is another improvement option that is easy to achieve. As it has been shown in this study and in several others (Blomberg, 2000; Horvath et al., 1998), concrete paving does not represent a better environmental alternative to asphalt since its impact is higher than asphalt paving. However, in the case of a permanent site, depending on the length of operation, concrete can be the most environmentally performant option. Today's concrete pavements typically last longer than asphalt pavements. Moreover, concrete pavement requires less maintenance than asphalt pavement.

- Attention should be paid to the on-site operation of the dozer crawlers and excavators. Reduction of the time of operation of these mechanical equipment (and all other mechanical equipment) could reduce the global impact of the system.
- The use of HDPE and LDPE in the membranes should be minimized as much as possible, since they are, after asphalt, the inputs which contribute the most to the total impact.
- When applicable, *in situ* technologies will probably generate less secondary impact than *ex situ* treatment since no important infrastructures are needed (no asphalt paving for example). However, since the duration of the treatment is always very long and the efficiency low, primary impact would remain and could be a source of concern. A comparative LCA considering both primary and secondary impacts would clarify this point.

4.2.7.3 Applicability of the LCA methodology

The use of LCA proved to be useful for the assessment of site remediation but have revealed several challenges. First of all, although every attempt has been made at conducting a complete analysis, the overall data quality of the study remains low and thus may limit the conclusions drawn from this analysis. This is particularly true for the geographic specificity of the data. One of the characteristics of the LCA study is that there is only a very general knowledge of site-specific conditions for most of the processes in the product system. Only general (North American or European) data were used for the raw material acquisitions and processes. Even though European processes used in the study are similar to the North American ones (production of HDPE, LDPE, PVC...), the quality of results could improve with more appropriate data. A

comprehensive North-American database with weighting factors should be created to make the future American LCAs more consistent with its geographic context. Likewise, the weighting used in the EDIP method is based on European considerations, not North American ones.

An important topic for future application in the field of site remediation will be the integration of site specificities in the LCIA phase, especially for the contaminant's fate and transport according to the physicochemical and geological conditions present. Also, risk analysis data need to be integrated in the LCIA ecotoxicity and human toxicity models for a more accurate assessment of the primary impact. An improved impact assessment would allow a much accurate comparison between primary and secondary impacts and thus, provide better guidance for the decisions makers.

4.2.8 Acknowledgements

The authors thank the partners of the NSERC Industrial Chair in Site Remediation and Management: Alcan, Bell Canada, Canadian Pacific Railway, Cambior, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), GDF/EDF, Hydro-Québec, Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole, Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, Petro-Canada, Solvay, Total Fina ELF, and Ville de Montréal for their financial support. They also wish to gratefully acknowledge the CIRAIG members, especially Sandra Estrella and Gontran Bage, for their assistance and comments during the manuscript preparation.

CHAPITRE 5 - RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

À côté des résultats principaux présentés dans le chapitre 4, certains résultats, plus secondaires, nous ont également aidés à élaborer notre discussion sur l'ensemble de l'étude. Ce sont ces résultats qui sont présentés dans le présent chapitre. Ces résultats concernent à la fois les impacts du système au complet ainsi que les impacts générés par deux procédés : le procédé 'transports' et le procédé 'équipements'.

5.1 Système global

On dénombre près de 344 types de sortants et entrants dans l'inventaire dont 132 sont des entrants (annexe F) et 212 des émissions participant à l'impact (qui sont donc caractérisées dans une des 16 catégories d'impact). Cette quantité élevée de substances contenues dans l'inventaire est due aux nombreux processus utilisés dans le système ainsi qu'à leurs origines diverses (quatre bases de données ont été utilisées). En effet, 240 processus constituent l'activité de décontamination par biopiles.

La répartition des principaux (en terme d'impact généré) processus dans le système est présentée à la figure 5.1.

C'est donc l'asphalte qui génère l'impact environnemental le plus important sur l'ensemble du système. L'asphalte étalée sur le site ajoutée à l'asphalte envoyée en LES représente plus de la moitié de l'impact total du système. Ce sont ensuite le plastique HDPE, utilisé pour l'étanchéité du sol, et le PVC des tuyaux qui sont les entrants générant les impacts les plus importants (Annexe D).

En ce qui concerne la répartition par impact, comme déjà précisé dans le chapitre 3, c'est l'écotoxicité aquatique aigüe qui est responsable d'environ la moitié de l'impact total. Si on ajoute à cela l'écotoxicité aquatique chronique on obtient plus de 60% des impacts générés. Les résultats des contributions massiques des différents entrants de matière (Figure 5.1) n'ont fait que confirmer les résultats présentés dans le chapitre 4. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus pour l'étape 1 – préparation du site. On voit ici encore une fois, que cette étape cache tous les autres résultats et contributions du système. Cette étape concentre tous les résultats significatifs que cela soit au niveau des contributions massiques des entrants qu'au niveau de la répartition des impacts.

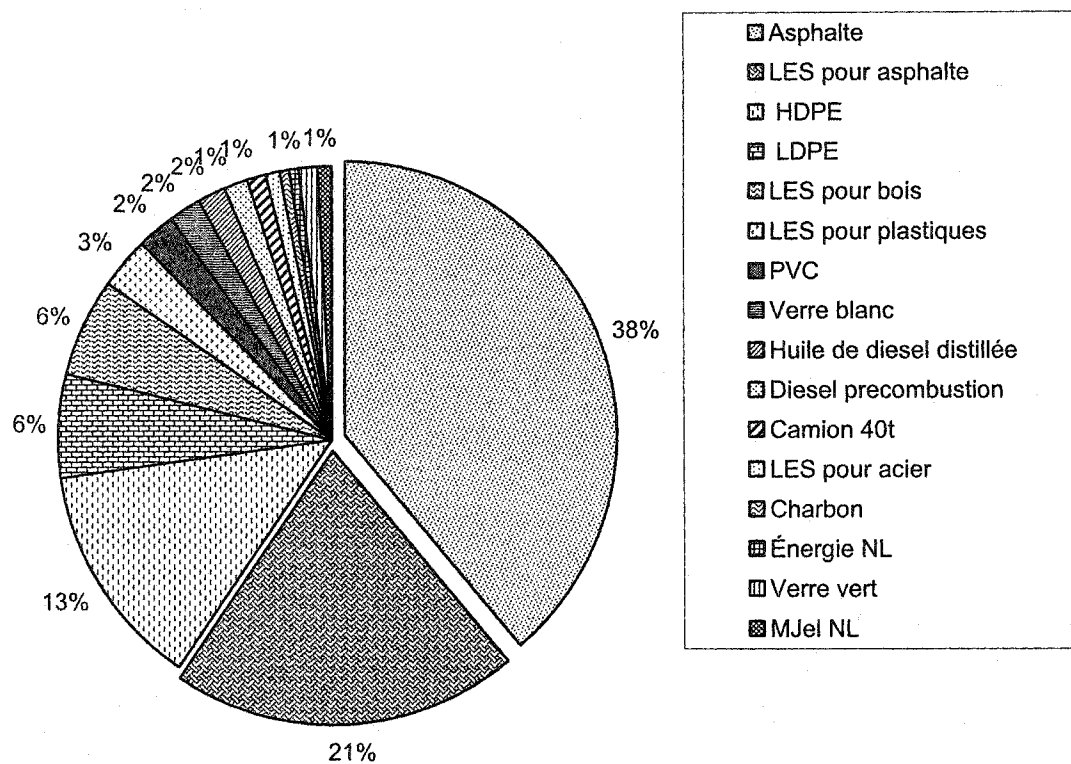


Figure 5.1 Contribution des procédés de production des divers matériaux dans le système (seuls les 15 plus importants entrants sont représentés sur le graphe)

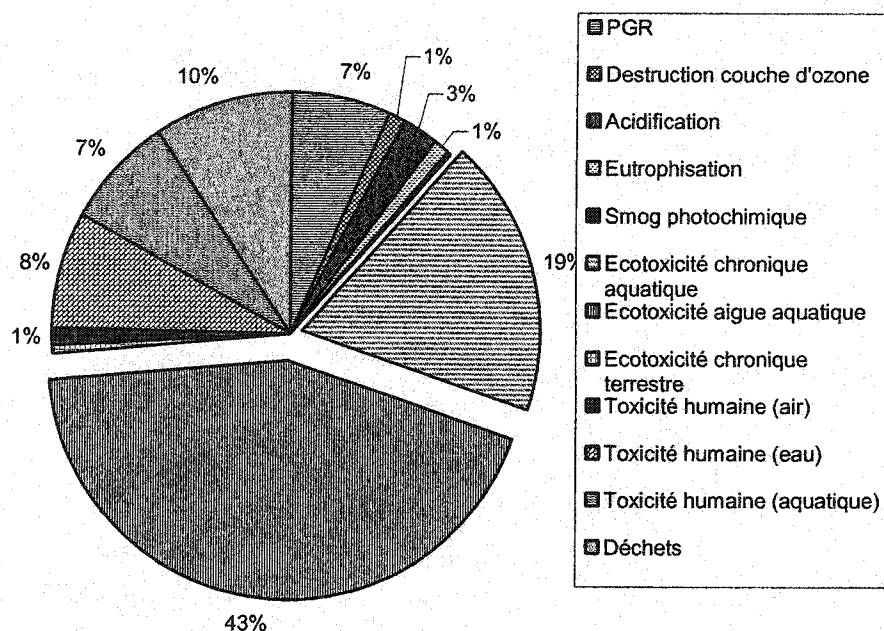


Figure 5.2 Contribution des différentes catégories d'impacts à l'impact total

La liste des substances (et leur quantité) à l'origine de ces impacts et émises dans chaque étape du cycle de vie est présentée dans son intégralité à l'annexe M.

5.2 Transports

Ce sont les transports 14 et 15 correspondant aux transports des sols en LES et la venue de sols propres utilisés pour le remblayage, qui génèrent l'impact le plus important (Figure 5.3). Cet impact reste toutefois très limité (60 Pt sur 2700).

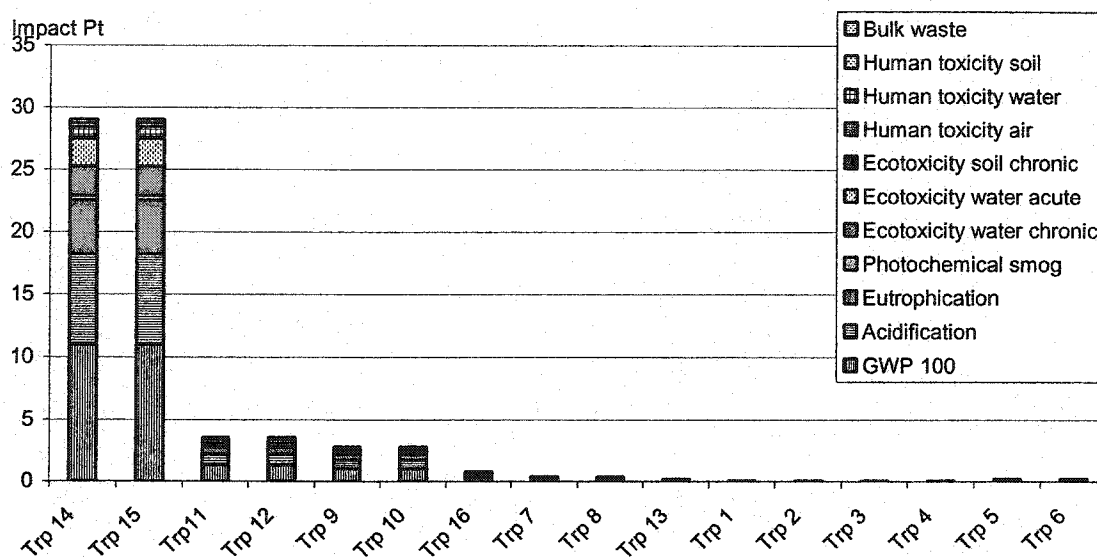


Figure 5.3 Impacts des 15 procédés de transports

Comme cela a déjà été mentionné dans la quatrième partie, les transports ne contribuent pas de façon significative aux impacts du système. Seulement 1% du score unique est attribuable à l'activité des transports hors-site. La distance parcourue dans le système initial est de 36,550km (sans l'envoi en LES), lorsqu'on augmente cette distance parcourue de 100 %, l'impact total augmente seulement de 1% (Figure 5.4).

Si on regarde plus en détail l'influence des transports sur le PRG, les transports sont à l'origine de 5% du PRG généré par le système. En augmentant cette distance de 100%, ce pourcentage passe à 30% (172 Pts).

Ainsi, même si les transports ont peu d'influence sur le score total, la variation des distances influe sur la valeur du PRG. Cette variation ne se répercute pas dans le score total de part la pondération accordée au PRG par rapport aux autres catégories d'impacts.

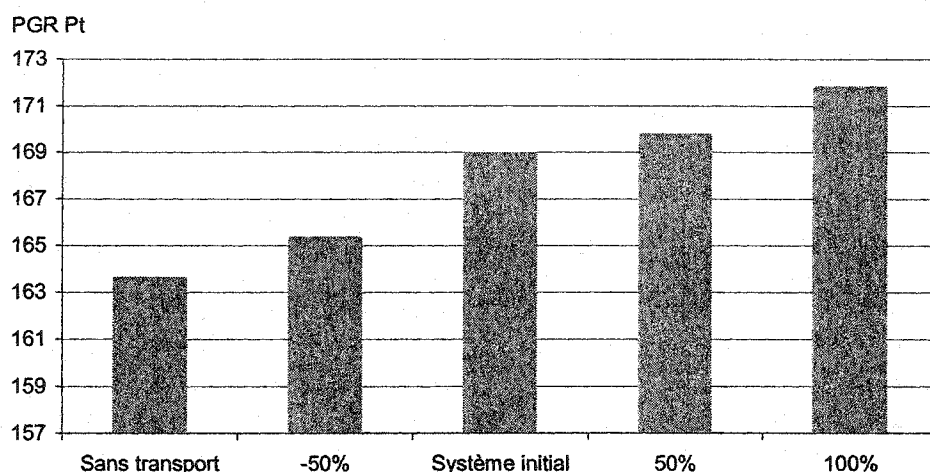


Figure 5.4 Effets de la variation des distances parcourues sur l'impact Effet de serre (PRG)

5.3 Équipements

Malgré leur consommation élevée en diesel et leur long temps de travail (11639 heures pendant 2 ans), les équipements mécaniques ne représentent que 3.3 % de l'impact total et 27.5 % du PRG.

La figure 5.5 montre que ce sont les bulldozers et chargeurs utilisés durant le pavage d'asphalte et les excavateurs hydrauliques qui génèrent l'impact le plus élevé. Ces équipements sont ceux fonctionnant le plus longtemps (166 heures pour le bulldozer et 300 heures pour les excavateurs) et également les équipements les plus puissants (donc ayant la consommation de diesel la plus élevée) (315 hp et 1l/hp.h). Sur l'ensemble du système, le bulldozers et excavateurs génèrent 2% des impacts du système. L'annexe J présente le détail des émissions liées aux équipements.

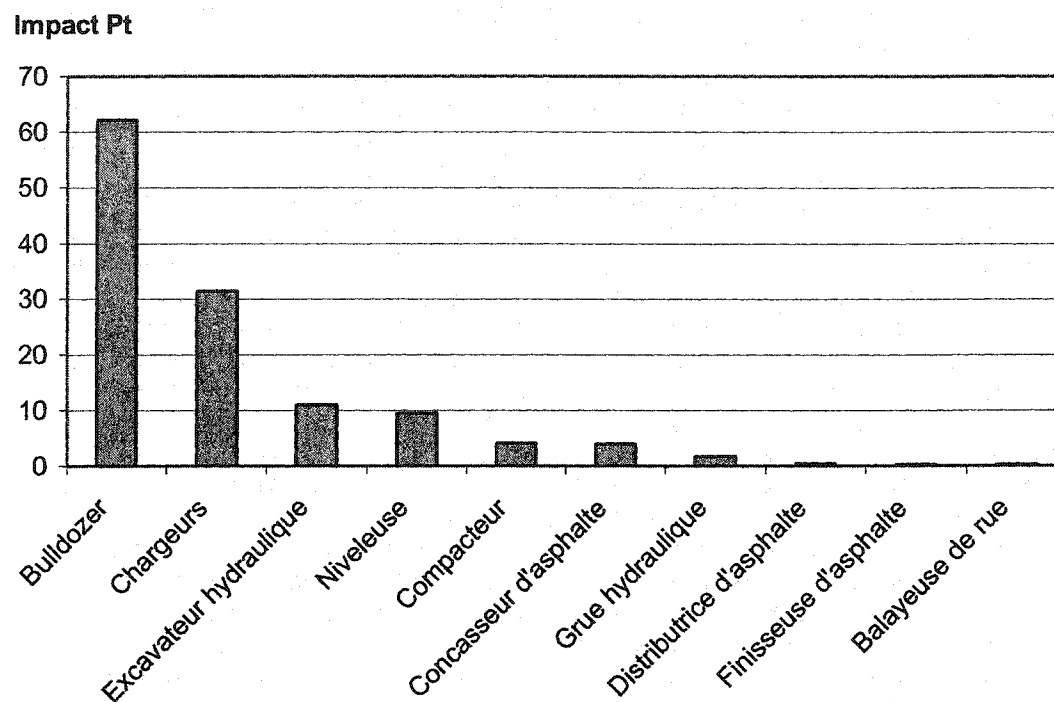


Figure 5.5 Impact des différents équipements

CHAPITRE 6 - DISCUSSION GÉNÉRALE

6.1 Impacts primaires et secondaires

L'objectif initial de ce projet de maîtrise qui était la comparaison des impacts primaires et secondaires d'un biotraitement par biopiles a pu être rempli tout en gardant à l'esprit les limites de la méthode d'évaluation des impacts employée. Les impacts primaires liés à la contamination des 8000 m³ de sol contaminés au diesel sont apparus bien plus élevés que les impacts secondaires liés au traitement par biopiles. Ainsi, même en atteignant le critère A, les impacts primaires représentent toujours 20% de l'impact total (impacts primaires et secondaires). La masse importante de contaminant présente initialement (91,000 kg de C₁₀-C₅₀) ainsi que les facteurs de caractérisation élevés des 6 fractions de diesel pour les impacts toxiques et écotoxiques sont à l'origine de cet impact primaire élevé.

Cependant, la méthode EDIP sur-évalue les impacts locaux et cette différence entre impacts primaires et secondaires et donc sûrement, elle aussi, sur-estimée. Nous ne sommes pas en mesure à l'heure actuelle d'évaluer de combien ces impacts primaires sont sur-estimés. Ces résultats, même si ils possèdent une incertitude non quantifiée, sont en accord avec les valeurs de critère génériques de Environnement Québec. En effet, la valeur des impacts liés à la contamination au critère C (3500 mg/kg) est de 10,500 points ce qui est supérieur à la somme des impacts secondaires (2581 points) du biotraitement et des impacts primaires de la contamination résultante à un niveau de critère B (4250 points). Ainsi la valeur du critère C de 3500 mg/kg pour les hydrocarbures pétroliers est en accord avec les résultats de notre ACV. Ces résultats sont bien évidemment valables pour le cas à l'étude (quantité de sol traités, concentration en diesel, choix des infrastructures utilisées, distances parcourues

etc....) mais ne peuvent être généralisés pour les sols contaminés au diesel et traités par biopiles. Cette étude a montré que l'ACV était un outil permettant la validation des critères selon des perspectives de développement durable ; elle a permis de valider ces critères pour le cas à l'étude. Pour d'autres types de contaminations et de technologies de rémediation, d'autres ACV devraient être réalisées.

Comme nous le disions précédemment, ces résultats doivent être interprétés avec prudence : une méthode EICV plus élaborée (qui prenne en compte les caractéristiques spatiales du site et temporelles de la contamination) nous permettrait de déterminer précisément à partir de quel niveau de contamination initiale le traitement est environnementalement pertinent ou au contraire, inadapté. En ce qui concerne le cas à l'étude où la contamination était égale à environ 2 fois le critère C, la décontamination par biopiles était tout à fait pertinente étant donné l'écart entre impacts primaires et secondaires pour ce niveau de contamination et même si l'on considère l'incertitude relative aux impacts primaires comme élevée.

En ce qui concerne les impacts secondaires du cas à l'étude, ils sont générés essentiellement durant l'étape de préparation du site. C'est le phénol, un alcool aromatique, émis lors de la production d'asphalte qui est à l'origine de 46% des impacts totaux du système et 92% des impacts écotoxiques. Les catégories d'impacts toxicologiques et écotoxicologiques sont celle ayant les facteurs de pondération les plus importants dans EDIP. De plus, le phénol a des facteurs de caractérisation écotoxicologiques et toxicologiques relativement élevés (entre 22 m³/g et 44 m³/g) et est émis en quantité importante (760 kg). C'est la première fois qu'une ACV sur un procédé de décontamination montre une prépondérance des impacts locaux sur les impacts globaux. L'asphalte est à l'origine de ce résultat atypique. Les autres procédés de traitement analysés par des ACV (Bender et al., 1998; Page et al., 1999; Volkwein et al., 1999) ne faisaient pas intervenir d'asphalte.

Pour ce qui est des transports du système étudié, leur contribution est minime. Ceci peut paraître surprenant lorsque l'on regarde les distances parcourues (plus de 200,000 km lorsque les sols sont envoyés en LES), les masses transportées (15,000 t de sol). La normalisation prend ici tout son sens, en effet, qu'est-ce que représentent les émissions liées au transport de 15,000 t de sol sur 200,000 km par rapport aux émissions des transports mondiaux (sans oublier les transports aériens, eux-aussi grands pollueurs en CO₂) annuellement ?

D'autre part, les distances considérées étaient relativement faibles (150 km aller était la distance maximale pour les LES) et on voit qu'en les augmentant on arrive rapidement à des impacts équivalents à ceux générés par la phase de préparation du site (à environ 250 km) (Figure 4.7).

La modélisation des transports peut également être à l'origine des faibles impacts calculés. La méthode utilisée est peu complexe et en intégrant d'autres facteurs spécifiques au Québec (qualité des routes, types de camions, conditions climatiques), on aurait peut-être obtenu des résultats différents.

Les équipements génèrent également une faible proportion des impacts. Ces impacts ont probablement été quelque peu sous-évalués puisque leur fonctionnement hors de leur temps de travail effectif n'a pas été pris en compte. Leurs déplacements sur le site ont également été exclus. Quant à la méthode de modélisation, elle a été observée dans des études publiées (Blanc, 1999)

6.2 Recommandations pour réduire les impacts secondaires

Pour cette étude de cas, l'envoi en centre de traitement permanent est apparu comme une alternative intéressante d'un point de vue environnemental pour réduire les impacts secondaires du traitement par biopiles d'un sol contaminé au diesel. Les centres permanents permettent une allocation des impacts générés durant les étapes de préparation et de fermeture (étapes 1 et 7) sur

la quantité totale de sols traités durant leur durée de fonctionnement. Ainsi, nous avons montré que pour un centre ouvert durant 10 ans et traitant 24,000 m³ de sol /an, les impacts secondaires diminuaient de 85%. Le pavage d'asphalte dans un tel centre devient insignifiant rapporté à la quantité de sol traité. Une attention particulière doit toutefois être portée aux transports des sols du terrain contaminé au centre de traitement. Cette distance est fonction de la capacité de traitement du centre permanent et des impacts secondaires qui seraient générés pour la décontamination de ce même sol dans un centre temporaire sur site. L'intérêt d'une ACV prospective prend ici tout son sens puisqu'elle permet une prise de décision préalablement à la construction d'un site de traitement temporaire. Nous avons ainsi montré qu'une ACV permet de comparer la performance environnementale des centres de traitement permanents et temporaires.

Les autres optimisations possibles pour diminuer les impacts liés à la décontamination par biopiles d'un sol contaminé, et ce, quelle que soit le type de contamination (nos conclusions sont en effet valables pour tous les centres de traitement en biopiles temporaires) sont :

- Atteindre le plus bas niveau de contamination possible permet de limiter les impacts environnementaux du traitement ; en effet, la somme des impacts secondaires et primaires (ceux liés à la contamination résiduelle) est alors minimisée.
- Les optimisations pour un centre temporaire doivent être concentrées dans l'étape de préparation puisque c'est celle générant la quasi totalité des impacts secondaires
- L'utilisation d'asphalte recyclée permet une diminution des impacts liés au pavage d'asphalte du site. Nous n'avons pu quantifier ce bénéfice de l'asphalte recyclée mais des études qualitatives montrent l'intérêt environnemental de l'asphalte recyclée (NAPA, 2000). Suivant le même raisonnement, l'augmentation d'asphalte envoyée au

recyclage après le démontage du site est un bon moyen de diminuer les impacts secondaires. Le béton génère plus d'impacts que l'asphalte lors de sa production (Blomberg, 2000; Horvath et al., 1998) ; cependant sa durée de vie plus longue pourrait le rendre plus intéressant par rapport à l'asphalte pour un centre de traitement permanent.

- La minimisation des quantités de HDPE et LDPE permettrait également, dans une moindre mesure que l'asphalte, de diminuer les impacts secondaires et particulièrement les locaux.
- Bien que générant une faible proportion des impacts du système, les équipements mécaniques et transports contribuent significativement au PRG et devraient donc être minimisés. Comme nous l'avons précisé, la faible pondération attribuée au PRG est en partie à l'origine de ce faible impact des émissions liées aux équipements mécaniques et aux transports.
- Finalement, une technologie *in situ*, si applicable, générerait probablement moins d'impacts secondaires puisque les infrastructures nécessaires sont moindres. Cependant, ce type de technologie nécessite généralement un temps de traitement plus long ce qui maintiendrait plus longtemps les impacts primaires liés à la contamination du sol en place avant traitement. Cette hypothèse pourrait être vérifiée avec la même méthodologie que celle employée dans cette étude.

6.3 Validité des résultats

La qualité des données de notre étude a été en partie réduite par l'origine des données majoritairement européennes. Bien que la plupart des procédés de fabrication de matériaux

soient similaires en Europe et en Amérique du Nord, les énergies utilisées sont, elles, différentes et limitent donc les conclusions de l'étude. L'utilisation exclusive de données nord-américaines aurait grandement augmenté la qualité de notre étude. D'autre part, la méthode de pondération mériterait elle aussi d'être spécifiée au contexte nord-américain.

La faiblesse dans la qualité des données et l'évaluation des impacts locaux ainsi que l'exclusion de certains impacts associés à des procédés (comme les lieux d'enfouissement sanitaires) a diminué la fiabilité de cette étude. La transparence dans ces faiblesses ne permet toutefois pas d'indiquer précisément (numériquement par un écart type associé aux scores uniques par exemple) le degré de confiance attribuable aux résultats finaux. Comme nous l'avons mentionné au chapitre 2, la méthode Monte-Carlo permet de quantifier le degré d'exactitude des données (leur qualité). Ceci n'a pu être réalisé puisque nous ne possédions pas, au moment de la réalisation de ces travaux, d'outil informatique assez puissant pour réaliser une simulation Monte-Carlo sur les quelques 480 entrants et sortants. En ce qui concerne les autres biais de l'étude, on ne peut évaluer le degré d'erreur intégré dans l'étude. Comme la norme ISO 14040 le précise, la transparence de la méthode utilisée tout au long de l'ACV, à défaut de quantifier le degré d'erreur, permet aux parties prenantes concernées par l'étude de prendre leur décision en tout état de cause.

Nous avons abordé la subjectivité inhérente à l'ACV intervenant à la fois dans la phase d'inventaire (choix des frontières et de l'unité fonctionnelle) et dans la phase d'évaluation des impacts (dans les méthodes de normalisation et de pondération). Nous avons intégré un autre facteur, plus minime il est vrai, de subjectivité : le choix des bases de données. L'inventaire a été effectué selon la démarche suivante:

1. Vérifier si un procédé équivalent se trouve dans Franklin

2. Si non, choisir la donnée technologiquement la plus proche de celle effectivement utilisée dans le système
3. Si plusieurs choix sont possibles, choisir la donnée récoltée entre 1996 et 1998

Il a donc été choisi de privilégier le contexte géographique des données (Franklin est, en effet, la seule base de donnée Nord-américaine). Cependant, ce choix immédiat, fondé sur un certain « bon sens », était-il effectivement le choix le plus judicieux pour assurer la meilleure qualité possible à notre ACV. N'aurait-il pas fallu privilégier le procédé le plus proche technologiquement ou celui ayant comme référence la même année ? Le 'bon sens' aurait sans doute pu être vérifié au début de l'étude. Si l'étude avait été menée par un autre analyste, les choix auraient-ils été les mêmes ? Cette remarque reste d'une importance relative puisque la meilleure donnée correspond de toute façon à la donnée regroupant les mêmes caractéristiques géographiques, temporelles et technologiques que le procédé réel. D'autre part, nous aurions pu essayer de limiter au maximum le nombre de bases de données utilisées, ce qui aurait pu diminuer les quantités d'entrants et de sortants. En effet, nombre d'entrants et sortants sont redondants et correspondent en fait à la même substance exprimée différemment selon la base de donnée.

D'après Weidema (1998) et comme le montre la figure 6.1, nos résultats se situent dans le cadre d'une application à influence moyenne. Nos données datent en effet des années 1999 et 2000, ont une validité, que l'on évalue approximativement à 5 ans, et sont basées sur des données à la fois spécifiques (les données primaires) et génériques (celles des bases de données utilisées). Cette ACV se situe ainsi à la limite de plusieurs domaines d'application opérationnels (l'information aux consommateurs) et tactiques (les écolabels, les annonces marketing). Pour que nos résultats puissent être utilisés à une échelle stratégique (développement des technologies

des biopiles, participation à de nouvelles règles législatives) il serait nécessaire de s'assurer de la validité à long terme des données et de leur caractère générique.

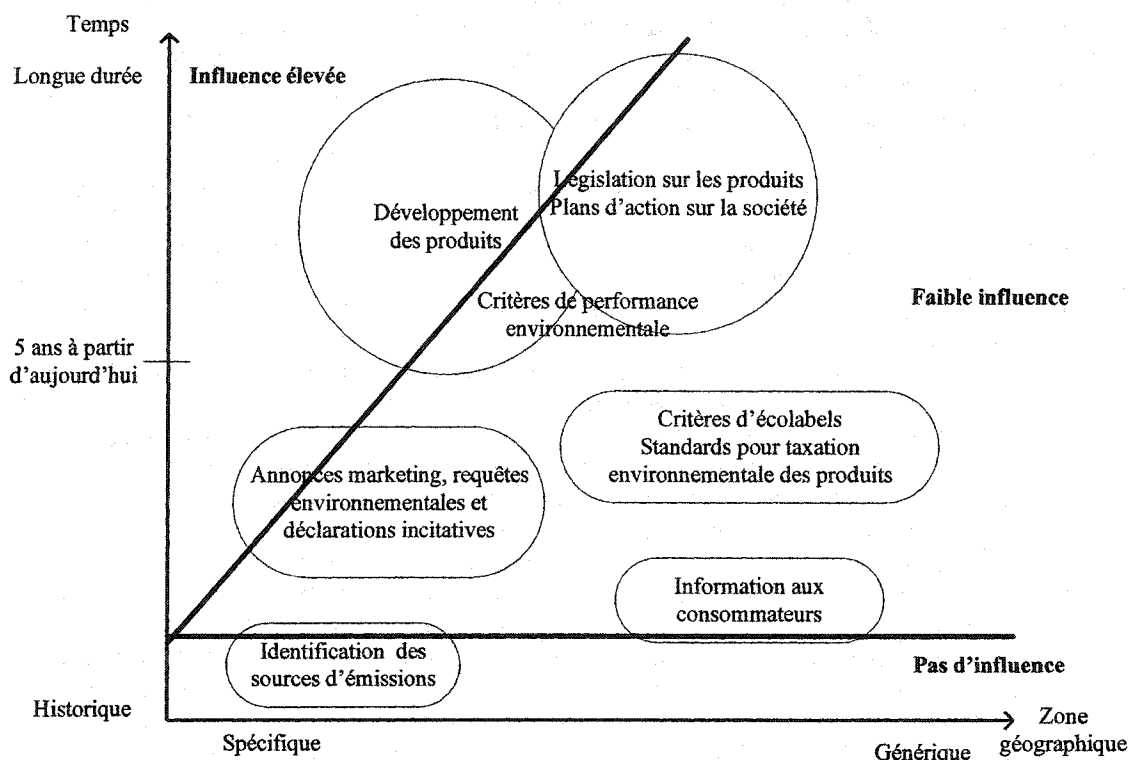


Figure 6.1 : Types d'applications en fonction des types de données (Weidema, 1998)

Comme cela a déjà été évoqué précédemment, les conclusions spécifiques à cette étude (basée sur les résultats d'une étude de cas précise), peuvent être généralisés aux procédés de décontamination par biopiles. En effet, quels que soient le type et le niveau de contamination, les infrastructures de base restent identiques ainsi que les types de transports et équipements utilisés. Ce sont les quantités de sols et les normes de décontamination qui varieront selon le type de contamination (c'est-à-dire les niveaux de contamination à atteindre) et par conséquent les temps de traitement et les distances parcourues. Nous avons cependant déjà montré que ces

éléments du système de produit ne participaient pas de manière significative à l'impact total. On peut donc présumer que les conclusions générales et propositions d'optimisation peuvent être appliquées pour tous les centres de traitement par biopiles temporaires, et ce à défaut de la réalisation d'une ACV perspective pour le système considéré, qui reste la méthode scientifique la plus sûre pour évaluer les impacts potentiels d'un procédé.

6.4 Validité de la méthode

L'utilisation de l'ACV est apparue adaptée à l'évaluation des impacts d'un procédé de biotraitement par biopiles. Comme cela a déjà été souligné, le principal biais rencontré dans la méthode concerne l'évaluation des impacts locaux. Lors du calcul des facteurs de caractérisation pour le diesel, il a rapidement apparu que ces facteurs étaient surestimés. Ne pas prendre en compte spécifiquement les caractéristiques physico-chimiques du milieu récepteur, l'émission continue des contaminants, la faune et flore présentes sur le site, constituent autant d'omissions qui sur-estiment la valeur des facteurs de caractérisation. La prise en compte de ces facteurs signifie une modification de la méthode d'évaluation des impacts locaux. Plusieurs groupes de recherche travaillent actuellement pour rendre plus pertinentes ces méthodes de caractérisation. L'idée initiale de ce projet de recherche était la comparaison entre impacts secondaires et impacts primaires initiaux (la contamination initiale) pour évaluer si traiter un sol contaminé pouvait générer dans certains cas plus d'impacts que la contamination initiale. En l'état des connaissances, il est impossible de confirmer ou d'infirmer cette hypothèse de manière certaine par une ACV. Nous avons pu cependant avancer que les valeurs de critères génériques utilisés au Québec semblaient être en accord avec la logique environnementale démontrée par cette ACV.

L'évaluation des impacts locaux est l'objet de nombreuses recherches et de nombreuses équipes de recherche (comme OMIITOX), spécialement en Europe, travaillent pour obtenir une méthode d'évaluation des impacts fiable et robuste et proposer des améliorations aux méthodes existantes. La voix de recherche la plus prometteuse est la combinaison des méthodes EICV et d'analyse de risques. Une évaluation plus précise des impacts primaires permettra aux différentes parties prenantes impliquées dans la gestion d'un sol contaminé de prendre une décision en bénéficiant de toutes les connaissances relatives aux impacts primaires et secondaires.

Une autre biais apparu lors de l'évaluation des impacts est l'importance prise par la pondération lorsque l'interprétation se base essentiellement, comme dans cette étude, sur des scores uniques. On peut alors se demander quelle est la légitimité des facteurs de pondération ? Ces facteurs sont associés à la méthode EDIP, n'aurait-il pas fallu en suivant la même démarche (valeurs cibles) développer des facteurs de pondération canadiens voir québécois? En particulier pour les impacts locaux, les préoccupations québécoises ne sont sans doute pas les mêmes que les préoccupations danoises. Cependant, toutes les méthodes EICV sont actuellement en développement et des améliorations devraient être apportées prochainement.

CHAPITRE 7 - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce travail de maîtrise a porté sur l'utilisation de l'analyse de cycle de vie pour analyser d'un point de vue environnemental un traitement en biopiles d'un site contaminé au diesel. Nous avons montré qu'en plus du contexte de décontamination, une technologie d'assainissement des sites se positionne également dans un contexte de génération d'impacts environnementaux, c'est ce que nous avons appelé impacts primaires et impacts secondaires.

L'objectif premier de ce travail était d'utiliser l'ACV pour évaluer les impacts secondaires et primaires (encore jamais réalisé à ce jour) d'un traitement en biopiles en fonction des critères génériques de Environnement Québec. Le second objectif de ce travail était, à partir des impacts secondaires identifiés, d'établir les optimisations les plus pertinentes pour améliorer la performance environnementale d'un traitement par biopiles. Les résultats obtenus ont permis d'élaborer plusieurs scénarios mettant l'accent sur les paramètres essentiels à prendre en compte lors de la décontamination par biopiles d'un sol contaminé au diesel.

Cette étude de cas, même si elle mériterait un approfondissement de certaines méthodes utilisées, a permis d'obtenir des résultats intéressants spécifiques à l'étude :

- détermination des niveaux des impacts secondaires et primaires du traitement et validation (d'un point de vue gestion environnementale et développement durable) des critères génériques employés au Québec pour les hydrocarbures pétroliers.
- identification de l'entrant de matière générant plus de la moitié des impacts du système : l'asphalte.

- identification des catégories d'impacts contribuant le plus à l'impact total : ce sont les catégories d'impacts locaux qui ont les indicateurs les plus élevés. On peut ainsi parler d'un transfert des impacts locaux depuis les impacts primaires jusqu'aux impacts secondaires.
- comparaison des impacts d'un site de traitement temporaire et permanent. L'ACV a dans ce scénario joué pleinement son rôle d'outil d'aide à la décision puisque nous avons pu déterminer une distance entre le site contaminé et le centre de traitement à partir de laquelle un centre temporaire générerait moins d'impacts.

À partir de ces résultats, des recommandations ont pu être émises et des optimisations environnementales proposées quant au traitement par biopiles des sols contaminés (minimisation des quantités d'asphalte, envoi en centre de traitement...). Ces recommandations ont pu être généralisées à partir des conclusions spécifiques à l'étude. En effet, quel que soit le type de sol contaminé, les recommandations environnementales touchant aux infrastructures de traitement peuvent être appliquées.

D'un autre côté certains objectifs n'ont pu être que partiellement atteints notamment en ce qui concerne l'évaluation des impacts locaux primaires. Il est rapidement apparu que la méthode utilisée n'est que partiellement appropriée pour l'instant à ce type d'évaluation. C'est la relative 'simplicité' de calcul des facteurs de caractérisation dans la méthode EDIP qui nous a permis de calculer ces facteurs pour chaque fraction du diesel. Mais cette facilité d'utilisation est à double tranchant puisque d'un autre côté elle implique l'omission de phénomènes physico-chimiques pourtant essentiels à la modélisation du devenir des contaminants dans le sol. On pourrait reprocher le caractère encore trop peu standardisé de l'évaluation des impacts en ACV. Cette diversité des méthodes permet néanmoins de garder une certaine souplesse dans l'évaluation et de choisir, selon le système étudié, la méthode la plus appropriée.

À l'avenir avec une méthode d'évaluation des impacts plus performante, on sera vraisemblablement en mesure de comparer les impacts primaires et secondaires. Ainsi, avec une telle comparaison, il sera possible de déterminer si le niveau du gain environnemental de la contamination est supérieur aux impacts générés. Il se peut en effet que dans certains cas la décontamination puisse générer plus d'impacts que la contamination elle-même. L'ACV pourrait donc permettre de mettre en évidence ces paradoxes. Évidemment les critères gouvernementaux à respecter seront toujours là mais après avoir montré que dans certains cas ils ne sont pas adaptés, ce serait l'occasion de revoir l'évaluation de ces critères. Couplées aux analyses de risques, les ACV seraient une méthode appropriée pour redéfinir ces critères (Olsen, 1999).

En même temps que les recherches visant à optimiser les méthodes d'évaluation des impacts, il serait souhaitable que des revues de littérature soient menées sur les caractéristiques des principales biocénoses canadiennes. Ainsi, une fois que les méthodes auront intégrées précisément les caractéristiques spatio-temporelles, les données pour chaque province seront disponibles et les ACV à l'échelle de la province, du pays ou continent pourront être réalisées. Seules de rares données nord-américaines sont pour l'instant disponibles via la base de données Franklin.

L'ACV fut ici utilisée dans une problématique d'assainissement de sols contaminés au diesel et a pu montrer toute sa pertinence dans ce domaine d'application. Il apparaît ainsi que l'ACV est un outil tout à fait pertinent pour la gestion des sites contaminés en général. Par exemple, l'ACV est un outil décisionnel performant pour choisir quel type de centre privilégier : vaut-il mieux d'un point de vue environnemental traiter les sols sur place et éviter ainsi le transport ou plutôt envoyer ces sols en centre de traitement permanent? La distance au site, le niveau d'impacts de l'étape de préparation du site ainsi que la quantité de sols traités dans le centre

permanent sont autant de paramètres à considérer lors de la comparaison des deux types de centres. Cette utilisation se situe dans la perspective d'un développement durable des technologies de décontamination. En plus de cet aspect environnemental, les intervenants prennent bien évidemment en compte l'ensemble des critères de comparaison (économiques, sociaux, politiques) des deux technologies.

D'autre part, il serait intéressant dans la suite des recherches en ACV et réhabilitation des sites de comparer des technologies de traitement. Ceci implique une qualité des données élevée, puisque pour qu'une ACV comparative soit fiable, elle nécessite des données également fiables. Au final de ces comparaisons, on pourrait obtenir une grille telle le tableau 7.1 pour chaque type de contamination, qui permettrait aux propriétaires de prendre des décisions de gestion environnementale rapides selon le type d'utilisation future à laquelle est destiné le site contaminé :

Tableau 7.1 Exemple de matrice d'impacts d'ACV comparative pour la gestion des sites contaminés

	<i>Résidentiel</i>	<i>Commercial</i>	<i>Industriel</i>
Excavation / confinement			
Biopiles sur site			
Biopiles en centre permanent			
Bioventilation			
...			

Enfin, pour opérationnaliser l'utilisation des ACV en gestion des sols contaminés, il serait intéressant de créer une banque de données canadienne par procédé. Par exemple, des données primaires seraient recueillies pour l'excavation, le confinement, la gestion des émissions gazeuses et permettraient d'évaluer l'impact de chaque opération en "impact/m³ de sol".

Les optimisations concernant l'ACV et la gestion des sols contaminés sont nombreuses, ceci est attribuable à la relative jeunesse de ce domaine de recherche. Les enjeux stratégiques majeurs d'un tel outil sont :

- La généralisation de conceptions de technologies “propres”,
- Une meilleure prise en compte des transferts de pollution grâce à leur quantification

L'enjeu final étant bien sûr de tendre vers un développement durable dans le domaine de la réhabilitation de sols.

Finalement, une ACV est un moyen efficace de connaissance environnementale quantifiée des procédés impliqués dans les biotraitements. Une ACV, dès lors qu'elle est bien modélisée, représente un outil puissant d'aide à la décision. C'est sans doute ce qui explique la généralisation de plus en plus étendue de son emploi dans tous les secteurs économiques et pour des applications de plus en plus variées.

RÉFÉRENCES

- ❑ AGENCE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA MAÎTRISE DE L'ÉNERGIE (ADEME) (2002). Management environnemental – Approche produit- Evaluation. In Site de l'ADEME [En ligne] <http://www.ademe.fr/Entreprises/Management-env/Approche-produit/Evaluations.htm> (Page consultée le 20 juillet 2002)

- ❑ AYRES, R.U. (1995). Life cycle analysis : a critique. *Ressources, Conservation and Recycling*, 14, 199-223.

- ❑ BAGE, G., (2002). Modélisation technico-économique des choix de restauration des sites contaminés. Thèse de doctorat thesis, École Polytechnique de Montréal, Canada.

- ❑ BARNTHOUSE, L., FAVA, J., HUMPHREYS, K., HUNT, R., LAIBSON, L., NOESEN, S., NORRIS, G., OWENS, J., TODD, J., VIGON, B., WEITZ, K. et YOUNG, J. (1998). Life cycle impact assessment : the state of art. 2nd edition. Report of the SETAC LCA impact assessment workgroup. Pensacola FL:SETAC.

- ❑ BEARSLEY, D. (1998). Exhaust Emission factors for Nonroad Engine, Office of Mobile Sources (Assessment and Modelling division of EPA), report NR 009A.

- ❑ BEINAT, E., VAN DRUNEN, M.A., NIJBOER, M.H, KOOLENBRANDER, J.G.M, OKX, J.P et SCHUTTE, A.R. (1997). REC: A methodology for comparing soil remediation alternatives on the basis of risk reduction, environmental merit and costs. Technical report, CUR/OBIS, 100p.

- ❑ BENDER, A., VOLKWEIN, S., BATTERMANN, G., HURTIG, H-W., KLOPFER, W., et KOHLER, W. (1998). Life cycle assessment for remedial action techniques: methodology and application. In Contaminated Soil '98, Thomas Telford Publishing, London. pp. 935-936

- ❑ BLANC, A. (1999). Analyse de cycle de vie des filières de traitement de sites industriels pollués. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.
- ❑ BLOMBERG, T., (2000). The increasing importance of environmental thinking through life cycle assessment. 2nd Eurasphalt and eurobitume Congress, Barcelona.
- ❑ BRENNAN, D. (1999). Application of life cycle analysis in developing cleaner processes. Case studies in desulphurisation. Proc. 2nd Asia Pacific Roundtable on Cleaner Production. Brisbane, Australia.
- ❑ BRENNAN, D. (2000). Application of life cycle assessment to utilities systems. Proc. 14th International Congress of Chemical and Process Engineering, Prague, Tchecoslovaquie.
- ❑ BRENNAN, D. (1993). Some challenges of cleaner production for process design. Inst Chem Engrs. Loss Prevention Bulletin, 024, 3-7.
- ❑ CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME) (2001). Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil. In Site du CCME. [En ligne], http://www.ccme.ca/assets/pdf/phcs_in_soil_standard_e.pdf (Page consultée le 15 mai 2002)
- ❑ CATERPILLAR (2002), Equipment description. In Site de Caterpillar. [En ligne], http://www.caterpillar.com/cgi-bin/equipment_family.cgi (Page consultée le 20 mai 2002)
- ❑ CAYEUX, M.D. et SIDOROFF S. (1998). Evaluation des données d'Analyse de Cycle de Vie existantes. Rapport Technique. Association RECORD.

- ❑ CHEVALIER, J. (1999). Analyse de cycle de vie des filières de traitement de sites industriels pollués. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.
- ❑ COOKSON, J.T. (1995). Bioremediation Engineering :Design and Application. McGraw-Hill. New-York, 524p
- ❑ DELOITTE et TOUCHE (1999). Electricité vendue par Hydro-Québec : approvisionnements énergétiques et émissions atmosphériques. Rapport technique.
- ❑ DESCHENES, L. et SAMSON R. (2001). Analyse environnementale du cycle de vie des produits et procédés. Notes de cours GCH-6310. Ecole Polytechnique de Montréal.
- ❑ DESROCHERS, P (1998) L'écologie industrielle: nouvelle théorie, vieux phénomène. Le Québécois Libre, Numéro 15.
- ❑ DIAMOND, M.L., PAGE, C.A., CAMPBELL, M. et McKENNA, S. (1998). Life-cycle framework for assessment of site remediation options : final report. Ontario Ministry of Environment and energy.
- ❑ DIAMOND, C., PAGE, C.A., CAMPBELL, M., McKENNA, S. et LALL, R. (1998). Life-cycle framework for assessment of site remediation options : method and generic survey. Env. Toxi and chemistry , 18 (4), 788-800.
- ❑ ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1995). How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites. A Guide for Corrective Action Plan Reviewers. EPA 510-B-95-007.

- EDWARDS D. et al. (1997). Development of Fraction Specific Reference Doses (RfD's) and Reference Concentration (RfC's) for Total Petroleum Hydrocarbons, Total petroleum hydrocarbon criteria working group series.
- ENVIRONNEMENT QUEBEC (2002). Limitations concernant le recours à certaines mesures de gestion du risque. In Site de Environnement Québec. [En ligne], <http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/limitations.htm> (Page consultée le 15 juillet 2002)
- ENVIRONNEMENT QUEBEC (2002). Répertoire des sols contaminés. In Site de Environnement Québec. [En ligne], <http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/terrains-contaminés/recherche.asp>. (Page consultée le 15 juillet 2002)
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA) (1998). Life Cycle Assessment (LCA) : A guide to approaches, experiences and information sources (Updated in 1998). In Site de l'EEA. [En ligne], <http://service.eea.eu.int/envirowindows/lca/kap00.htm> (Page consultée le 15 juillet 2002)
- FEDERAL REMEDIATION TECHNOLOGIES ROUNDTABLE (FRTR). (2002). The remediation technologies screening matrix. In Site du Federal Remediation technologies roundtable. [En ligne] http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html (Page consultée le 6 août 2002).
- FINNVEDEN, G. (2000). On the limitations of LCA and environmental systems analysis in general. Int. J. LCA, 5(4), 229-238.
- FRISCHKNECHT, M., COELHO-SCHWIRTZ, V. et HUNGERBUHLER, K. (2000). Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants, Journal of Cleaner Production, 8(2), 95-108.

- ❑ GENERAL ACCOUNTING OFFICE (GAO). (1997). Economic Redevelopment Activities, Overview of Eight Federal Programs. Washington, DC: U.S. General Accounting Office. GAO-RCED-97-193. August.
- ❑ GOLONKA, K. et BRENNAN, D. (1997). Costs and environmental impacts in pollutant treatment. Trans Inst. Chem. Engrs, 75B, 232-244.
- ❑ GUSTAFSON, J., TELL, J. et OREM, D. (1997). Selection of Representative TPH Fractions Based on Fate and Transport Considerations. Total petroleum hydrocarbon criteria working group series. Amherst Scientific publications, USA, 152p.
- ❑ GRANT, T. (2000). The development and use of single point indicators. Second National Conference on LCA, Melbourne.
- ❑ GROUPE DE TRAVAIL SUR LA GESTION DES SITES CONTAMINÉS (2002). Approche fédérale en matière de lieux contaminés. In Site du Gouvernement du Canada. [En ligne], <http://www.ec.gc.ca/etad/csmwg/documents/contam-francais.pdf> (Page consultée le 15 juillet 2002)
- ❑ HAUSCHILD, M., WENZEL, H. et ALTING, L. (2000). Environmental Assessment of products, Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Kluwer academic publishers, London, UK.
- ❑ HAUSCHILD, M., WENZEL, H. et ALTING, L. (2000). Environmental Assessment of products, Volume 2: Scientific background. Kluwer academic publishers, London, UK.
- ❑ HEALTH CANADA (2000). Priority substances list assessment report : Phenol. ISBN 0-662-28401-1.

- ❑ HEIJUNGS, R., et KLEIJN, R. (2001). Numerical approaches towards life cycle interpretation – five examples. Int. J. LCA, 6(3), 141-148.
- ❑ HOFSTETTER, P. (1998). Perspectives in life cycle impact assessment, Kluwer Academic Publishers, 484p.
- ❑ HORVATH, A. et HENDRICKSON, C. T. (1998). A Comparison of the environmental implications of asphalt and steel-reinforced concrete pavements. Transportation Research Record, NRC, 1626, 105-113.
- ❑ HUNT, R., BOGUSKI, T. et SHARMA, A. (1998). Case Studies Examining LCA Streamlining Techniques. Int. J. LCA, 3(1), 36-42.
- ❑ ICF KAISER CONSULTING GROUP (1999) Off-Road Vehicle and Equipment:GHG Emissions and Mitigation Measures. Final report prepared for National Climate Change Process Table. In Site Transports Canada. [En ligne], http://www.tc.gc.ca/envaffairs/subgroups1/off-road_emissions/ (Page consultée le 10 juin 2002)
- ❑ INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION ISO (1997) International standard 14040 . Environmental management – life cycle assessment- Principles and framework. Genève, Suisse.
- ❑ INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION ISO (1998) International standard 14041 . Environmental management – Life cycle assessment- Goal and scope definition and Inventory analysis. Genève, Suisse.
- ❑ INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION ISO (2000) International standard 14042 . Environmental management – Life cycle assessment- Life cycle Impact assessment. Genève, Suisse.

- ❑ INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION ISO (2000)
International standard 14043 . Environmental management – Life cycle assessment- Life cycle Interpretation. Genève, Suisse.
- ❑ INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION ISO (2002)
International standard 14048 . Environmental management – Life cycle assessment- Data documentation format. Genève, Suisse.
- ❑ JORGENSEN, K.S., PUUSTINEN, J. et SUORTTI, A.M. (1999). Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. Environmental Pollution, 107, 245-254.
- ❑ JOZIASSE, J., BAKKER, T. et EGGELS, P.G. (1998). Decisions support system for a treatment of dredged sediments. In THELFORD, T. (ed) (1998) Contaminated Soil '98, London. pp. 1193-1194
- ❑ MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (2000). Impacts écotoxicologiques des marées noires. In Site du Ministère français de l'environnement [En ligne] <http://www.environnement.gouv.fr/actua/com2000/mars/14-impacts-naufirage-erika.htm>. (Page consultée le 25 septembre 2002)
- ❑ NAMKOOG, W., HWANG, E.I., PARK, J.S. et CHOI, J.Y. (2001). Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. Environmental pollution, 119 (1) 23-31.
- ❑ NATIONAL ASPHALT PAVEMENT ASSOCIATION (NAPA) (2000). Recycling practices for HMA. Special Report 187, 32 pp.

- ❑ OLSEN, S.I (1999). Life Cycle assessment versus Risk assessment – An introduction . Institutue for product development. Rapport technique, 22p.
- ❑ PAGE, C. A., DIAMOND, M.L., CAMPBELL, M. et McKENNA, S. (1999). Life-cycle framework for assessment of site remediation options : case study. Env. Toxi and chemistry, 18(4),801-810.
- ❑ PESONEN, H.L., EKVALL, T., FLEISCHER, G., HUPPES, G., JAHN, C., KLOS, Z.S., REBITZER, G., SONNEMANN, G.W., TINTINELLI, A., WEIDEMA, B.P. et WENZEL, H. (2000). Framework for scenario development in LCA. Int. J. LCA, 5(1), 21-30.
- ❑ PETROPLUS (2000). Feuilles de données sur la sécurité du diesel, rapport technique. In Site de Petroplus. [En ligne], www.petroplus.ch/Downloads/zf_diesel_f.pdf (Page consultée le 1er novembre 2002)
- ❑ POTTER, T. et SIMMONS, K. (1998). Composition of Petroleum Mixtures. Total petroleum hydrocarbon criteria working group series. Amherst Scientific publications, USA. 95p.
- ❑ PRE CONSULTANTS (1997). Database Manual for SimaPRO 5 Software. In Site de Pré Consultants. [En ligne], www.pre.nl (Page consultée le 25 août 2002)
- ❑ PRODUCT ENGINEERING GMBH et IKP UNIVERSITAT STUTTGART (2000). GaBi – The software system for life cycle engineering. Rapport technique d'utilisation pour le logiciel GaBi3.
- ❑ QUINN, J.W. et REINHART, D.R. (1997). Bioremediation of diesel contaminated soil using biopiles. Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management. Janvier 1997.

- ❑ RISER-ROBERTS, E. (1998). Remediation of petroleum contaminated soil. Lewis publishers. Boca Raton. 541 p.
- ❑ ROSENBLATT, D.H., MANNING, J.F. et MONTEMAGNO, C.D. (1994). Evaluation of health risks from a buried mass of diesel fuel before and after bioremediation. Journal of soil contamination, 3(1), 1-27.
- ❑ ROSS, S. et EVANS, D. (2002). Excluding site-specific data from LCA inventory : how this affects LCIA. Int. J. LCA, 7(3), 141-150.
- ❑ ROUSSEAU, P., LABOUZE, E., SUH, Y.J., BLANC, I., GAVEGLIA, V., et NAVARRO, A. (2001). An overall assessment of life cycle inventory quality ; application to the production of polyethylene bottles. Int. J. LCA, 6(5), 299-306.
- ❑ SORENSEN, P. (2000). Survey on international recognition of the EDIP methodology for life cycle assessment. Report N. 8. Danish Environmental Protection Agency Working.
- ❑ TUCKER, P. (1998). Integration of environmental assessment indicators into site assessment procedures. In LERNER, D. et WALTON, N. (eds) (1998). Contaminated land and Groundwater: future directions. Geological Society, London, Engineering Special Publications, 14, 127-133.
- ❑ ULTRAMAR (1999). Restauration environnementale du bassin de rétention des résidus huileux de la raffinerie de Saint Romuald. Avis de Projet 6212-02-003 soumis au Bureau d'Audience Publique du Ministère de l'environnement du Québec. In Site du BAPE [En ligne], <http://www.bape.gouv.qc.ca/periodinfo/ultramar/PR1.pdf> (Page consultée le 25 Juillet 2002)

- VAN DEN BERG, N., HUPPES, G., LINDEIJER, E.W., VAN DER VEN, B.L. et WRISBERG, M.N. (1999). Quality Assessment for LCA. CML technical report 152.
- VIGNES, R. (1999). Limited life-cycle analysis: a tool for the environmental decisions-making toolbox. Strategic Environmental Management , 1(4), 297-332.
- VOLKWEIN, S., HURTIG, H. et KLOPFER, W.. (1999). Life-cycle assessment of contaminated sites remediation. Int. J. LCA, 4(5), 263-274.
- VON FAHNESTOCK, F.M., WICKRAMANAYAKE, G.B., KRATZKE, R.J. et MAJOR, W.R. (1998). Biopile design, operation and maintenance handbook for treating hydrocarbon-contaminated soils. Battelle Press, Ohio, 163p.
- VORHEES, D., GUSTAFSON, J. et WEISMAN, W. (1999). Human Health Risk-Based Evaluation of Petroleum Contaminated Sites: Implementation of the Working Group Approach. Total petroleum hydrocarbon criteria working group series. Amherst Scientific publications, USA, 125p.
- WEIDEMA, B.P., FREES, N. et NIELSEN, A.M. (1999). Marginal production technologies for life cycle inventories. Int. J. LCA, 4(1), 48-56
- WEISMAN, W. (1998). Petroleum Hydrocarbon Analysis of Soil and Water in the Environment. Total petroleum hydrocarbon criteria working group series. Amherst Scientific publications, USA, 98p.
- WENZEL, H. (1998). Application dependency of LCA methodology: Key variables and their mode of influencing the method. Int. J. LCA, 3(5), 281-288
- WRISBERG, N. et UDO DE HAES, H. (2002). Analytical tools environmental design and management in a systems perspective. Kluwer academic publishers

ANNEXES

ANNEXE A : Interface SimaPro 5 pour l'entrée de données - Exemples

Cette annexe propose un exemple d'entrée de données dans le logiciel SimaPro 5 utilisé pour réaliser cette ACV. Nous avons pris comme exemple l'étape 1 du système de produit à savoir la préparation du site. Cette étape est constituée de 5 procédés et chacun d'entre eux possède un ou plusieurs entrants. L'exemple a été poursuivi avec le procédé "pavage d'asphalte", qui est composé d'un entrant de matière (asphalte) et du fonctionnement de plusieurs équipements (Annexe I) ainsi que d'un procédé de transport permettant d'amener l'asphalte sur site.

Création de l'étape (1) Préparation du site

Data					
PRODUCTS					
Known outputs to technosphere. Products and co-products					
Name	Amount	Unit	Quantity	Low value	High value
(1) Site preparation	1	n	Dimensionless	0	0
Known outputs to technosphere. Avoided products					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
INPUTS					
Known inputs from nature (resources)					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Known inputs from technosphere (materials/fuels)					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Installation des abris	1	n	0	0	
Installation de la clôture	1	n	0	0	
Confinement des biopiles	1	n	0	0	
Pavage d'asphalte	1	n	0	0	
Etalement d'argile	1	n	0	0	
Known inputs from technosphere (electricity/heat)					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
OUTPUTS					
Emissions to air					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Emissions to water					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Emissions to soil					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Solid emissions					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Non material emissions					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment

2 - Création du procédé : Pavage d'asphalte

Data					
PRODUCTS					
Known outputs to technosphere: Products and co-products					
Name	Amount	Unit	Quantity	Low value	High value
Pavee de d'asphalte	1	n	Dimensionless	0	0
Known outputs to technosphere: Avoided products					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
INPUTS					
Known inputs from nature (resources)					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Known inputs from technosphere (materials/fuels)					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Asphalt mix for cover	786000	kg	0	0	
Transport 9	4500	km	0	0	
Equipement 2	1	n	0	0	
Equipement 3	1	n	0	0	
Equipement 6	1	n	0	0	
Equipement 7	1	n	0	0	
Equipement 8	1	n	0	0	
Equipement 9	1	n	0	0	
Equipement 10	1	n	0	0	
Equipement 11	1	n	0	0	
Equipement 12	1	n	0	0	
Equipement 13	1	n	0	0	
Known inputs from technosphere (electricity/heat)					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
OUTPUTS					
Emissions to air					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Emissions to water					
Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment

3 - Compilation des données secondaires pour la production d'asphalte (obtenue de la compagnie SPINE)

Data					
------	--	--	--	--	--

PRODUCTS

Known outputs to technosphere. Products and co-products

Name	Amount	Unit	Quantity	Low value	High value
Asphalt mix for cover	1	kg	Mass	0	0

Known outputs to technosphere. Avoided products

Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
------	--------	------	-----------	------------	---------

INPUTS

Known inputs from nature (resources)

Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
bauxite	9.921E-7	g	0	0	
biomass (feedstock)	6.462	MJ	0	0	
coal (30.3 MJ/kg)	8.7E-5	kg	0	0	
copper (ore)	1.869	g	0	0	
crude oil (44 MJ/kg)	0.008	kg	0	0	
iron (ore)	6.256E-4	g	0	0	
lead (ore)	2.369E-4	g	0	0	
rock salt	0.846	g	0	0	
wood	4.192E-5	g	0	0	
Bitumen	2.1492	MJ	0	0	

Known inputs from technosphere (materials/fuels)

Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Gravel I	0.094	kg	0	0	
Bitumen	0.006	kg	0	0	

Known inputs from technosphere (electricity/heat)

Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
Electricity nuclear power plant in CI	9.091493E-2	MJ	0	0	
Reservoir hydro power plant in CH	4.100244E-2	MJ	0	0	
Electricity gas power plant in UCPT	0.5261003	MJ	0	0	

OUTPUTS

Emissions to air

Name	Amount	Unit	Low value	High value	Comment
CO	1.305E-2	g	0	0	
CO2	4.292E-2	g	0	0	

ANNEXE B : Interface SimaPro 5 pour le choix des critères de qualification des données d'inventaire

162

Sélection de la représentativité temporelle

Goal and scope	Time	Geography	Type	Allocation	System boundaries
Description	Time period (DQI Weighting = 3)				
Libraries					
DQI Requirements	<input type="checkbox"/> Unspecified				
Inventory	<input type="checkbox"/> Unknown				
Processes	<input type="checkbox"/> Mixed data				
Product stages	<input type="checkbox"/> 2010 and after				
System descriptions	<input type="checkbox"/> 2005-2009				
Waste types	<input type="checkbox"/> 2000-2004				
Impact assessment	<input checked="" type="checkbox"/> 1995-1999				
Methods	<input type="checkbox"/> 1990-1994				
Reports	<input type="checkbox"/> 1985-1989				
Interpretation	<input type="checkbox"/> 1980-1984				
Interpretation	<input type="checkbox"/> Before 1980				
Document Links					
Script					
Scripts					
Variables					

Sélection d'une zone géographique

Goal and scope	Time	Geography	Type	Allocation	System boundaries
Description	Geography (DQI Weighting = 1)				
Libraries					
DQI Requirements	<input type="checkbox"/> Unspecified				
Inventory	<input type="checkbox"/> Unknown				
Processes	<input type="checkbox"/> Mixed data				
Product stages	<input type="checkbox"/> Europe, Western				
System descriptions	<input type="checkbox"/> Europe, Eastern				
Waste types	<input checked="" type="checkbox"/> North America				
Impact assessment	<input type="checkbox"/> South and Central America				
Methods	<input type="checkbox"/> Asia, former USSR				
Reports	<input type="checkbox"/> Asia, Japan				
Interpretation	<input type="checkbox"/> Asia, Korea				
Interpretation	<input type="checkbox"/> Asia, Middle East				
Document Links	<input type="checkbox"/> Asia, South East				
Script	<input type="checkbox"/> Asia, China				
Scripts	<input type="checkbox"/> Asia, Indian region				
Variables	<input type="checkbox"/> Africa				
General data	<input type="checkbox"/> Australia				
Literature references	<input type="checkbox"/> Oceans				
DQI Weighting	<input type="checkbox"/> Arctic regions				
Substances	<input type="checkbox"/> World				
Unit conversions					
Units					
Quantities					

Sélection du type de technologie et sa représentativité

Goal and scope	Time	Geography	Type	Allocation	System boundaries
Description					
Unit					
DQI Requirements					
Inventory					
Processes					
Product stage					
System description					
Waste types					
Impact assessment					
Method					
Report					
Interpretation					
Interpretation					
Document Links					
Script					
Scripts					
Variables					
General data					
Literature references					
DQI Weighting					
Substances					
Unit conversion					
Units					
Quantities					

Technology (DQI Weighting = 3)
<input type="checkbox"/> Unspecified
<input checked="" type="checkbox"/> Unknown
<input checked="" type="checkbox"/> Mixed data
<input type="checkbox"/> Worst case
<input type="checkbox"/> Outdated technology
<input checked="" type="checkbox"/> Average technology
<input checked="" type="checkbox"/> Modern technology
<input checked="" type="checkbox"/> Best available technology
<input checked="" type="checkbox"/> Future technology
Representativeness (DQI Weighting = 3)
<input type="checkbox"/> Unspecified
<input checked="" type="checkbox"/> Unknown
<input checked="" type="checkbox"/> Mixed data
<input checked="" type="checkbox"/> Data from a specific process and company
<input checked="" type="checkbox"/> Average from a specific process
<input checked="" type="checkbox"/> Average from processes with similar outputs
<input checked="" type="checkbox"/> Average of all suppliers
<input checked="" type="checkbox"/> Theoretical calculation
<input type="checkbox"/> Data based on input-output tables
<input type="checkbox"/> Estimate

Légende



Étapes principales du système de produit

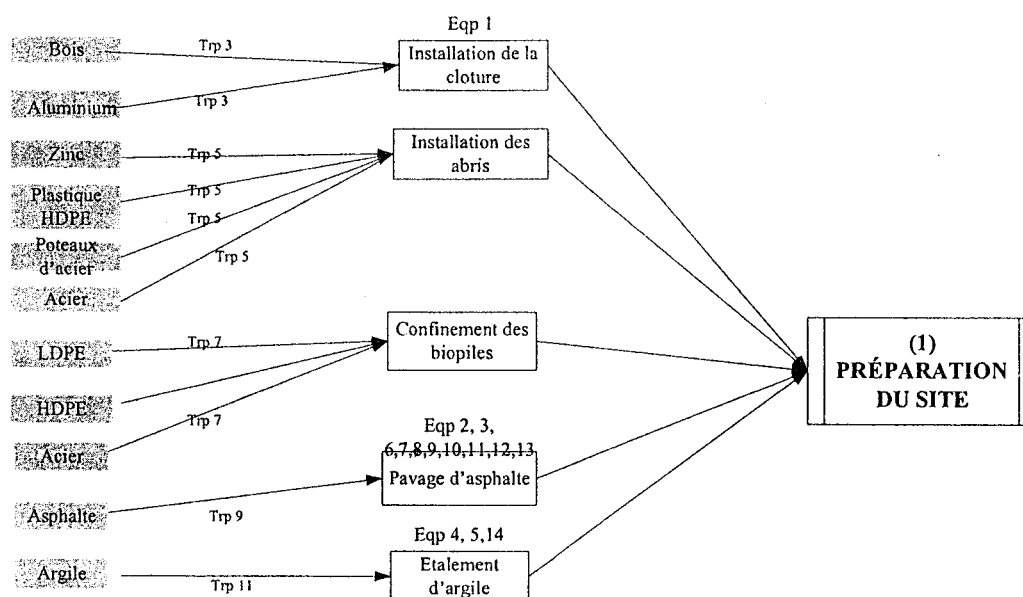


Sous-procédés des étapes principales. Les sous-procédés sont appelés procédés élémentaires si uniquement des flux élémentaires le constituent (entrant de matière première)

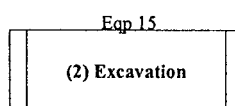


Entrants de matières trouvés dans les bases de données ACV (leurs cycles de vie sont déjà effectués et les impacts associés calculés)

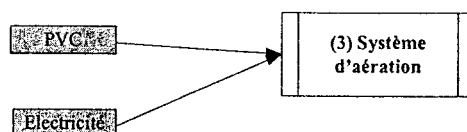
(1) Préparation du site



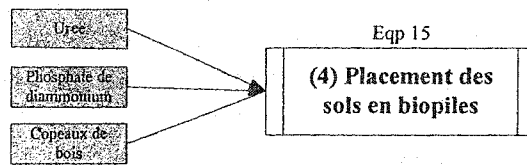
(2) Excavation



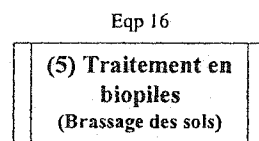
(3) Installation du système d'aération



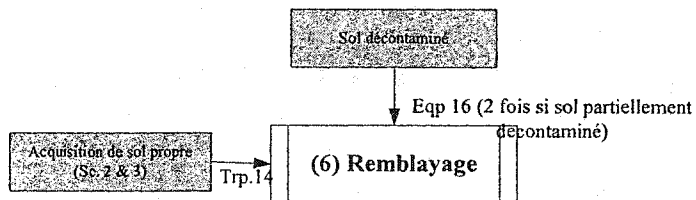
(4) Placement des sols en biopiles



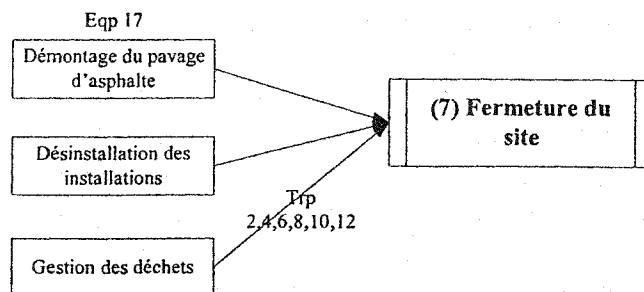
(5) Traitement en biopiles



(6) Remblayage

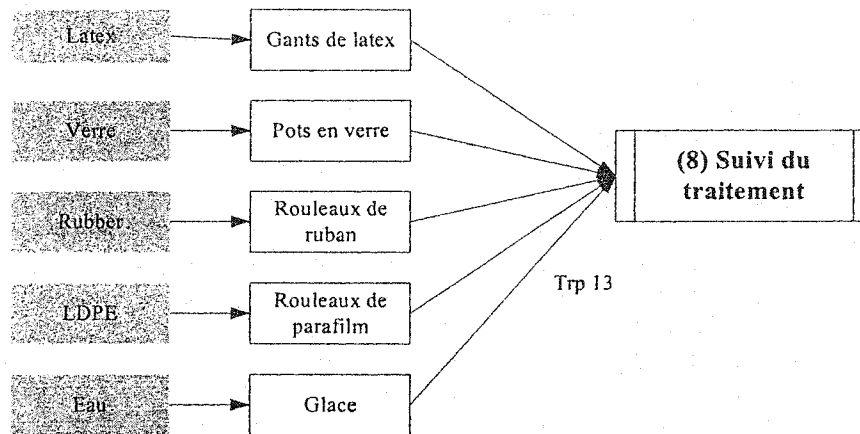


(7) Fermeture du site

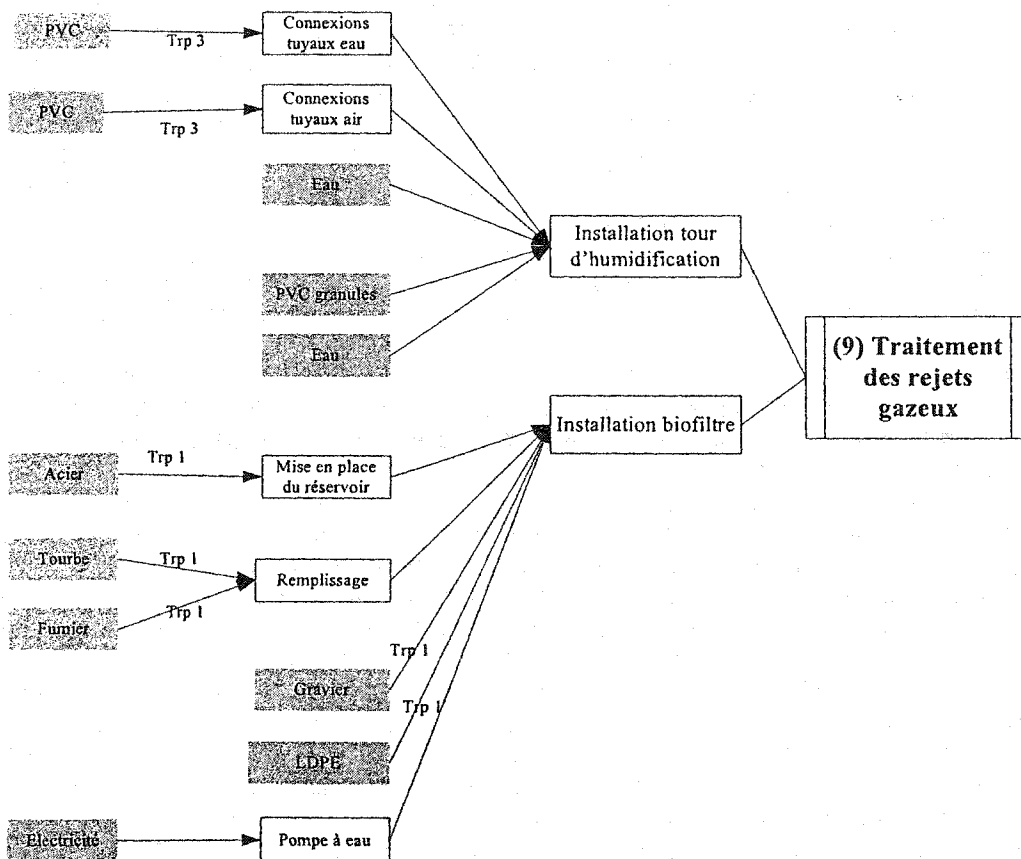


(8) Suivi du traitement

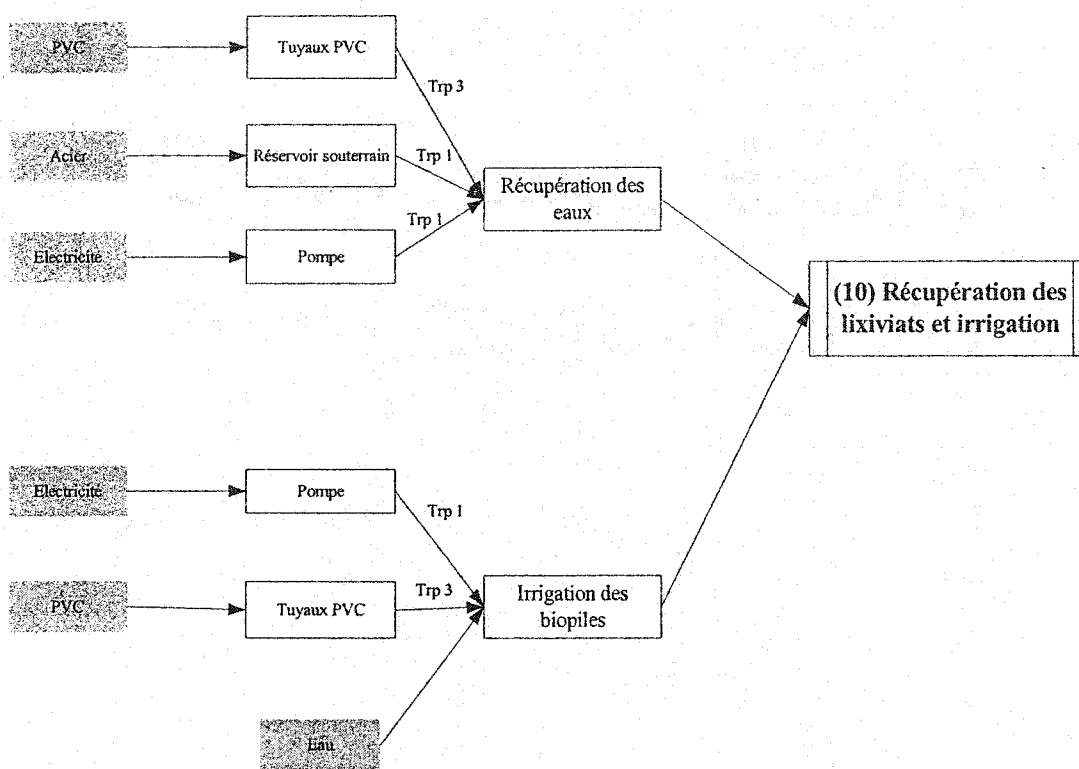
167



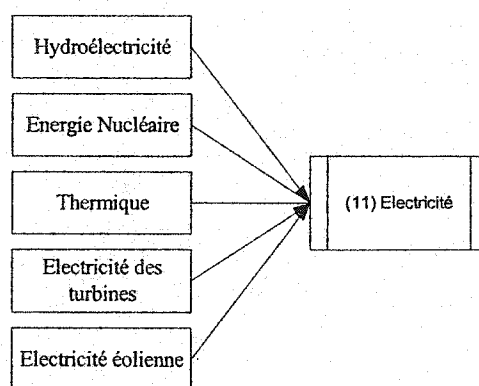
(9) Traitement des rejets gazeux



(10) Gestion des lixiviats



(11) Electricité



**ANNEXE D : Tableau des entrants de matières (primaires) et équipements mécaniques nécessaires
au système de biotraitement par biopiles**

Description	Unité	Durée (Heure)	Densité kg/m ³	Quantité	Masse kg
1 - PREPARATION DU SITE					
Installation de la clôture					
Clôture galvanisée, 10' hauteur, 3 fils de barbelé (<i>Plusieurs composantes</i>)	m	145.8		525	
Broche en acier					
Poteaux intermédiaires	rouleaux			35	4554
Poteaux principaux	chaque			172	3509
Traverses en acier	chaque			30	1395
1 Camion, Autoroute, 3 essieux, 21t, 6x4	m			525	1755
1 grue hydraulique, 8 tonnes, 85' Boom					
Confinement des biopiles (<i>Plusieurs composantes</i>)					
Géotextile, HDPE 60-mil	m ²	634.6	950	9950	189050
Plateau pour camion, 8' X 16'					
Camion, Autoroute, 4x2, 2 essieux, 11t					
Attache pour toile, fixation adaptée pour le béton					
	chaque	NA		600	480
Toile de recouvrement pour pile, en géotextile LDPE 20mil, résistance de 185 lb à la déchirure, durée de vie: 3-4 ans					
	m ²	1.1	920	4000	73600
Abri pour matériels et pompes (<i>Plusieurs composantes</i>)					
Arches de la structure, aluminium (galvanum)	chaque	NA		3	
Arches de la structure, zinc (galvanum)	m ³		2700.00	0.06	151
Poteaux de renfort, acier	m ³		7.14	0.05	3.50
Toile, HDPE film, e=20mm	m ³		7850.00	7	8807
Pavage d'asphalte (<i>Détails</i>)					
	m ²	NA	1800	687	13050
Nivelage grossier avec niveleuse	m ²	NA		3400	786000

Tableau des entrants de matière (primaires) et équipements mécaniques nécessaires au système de biotraitement par biopiles (suite)

1 dozer crawler D-7H									
Compaction 6"									
1 Camion citerne, 6000 gallons, pas pour autoroute									
Rouleau compresseur, statique, 3 essieux, 13 Tonnes, 84" large									
Assise d'agrégats de base pour route (graviers) 9" épais	m ³	0.0				995			
Dozer, Crawler, D-8L									
Camion citerne, 6000 gallons, pas pour autoroute									
Niveleuse, moteur, 12-G, articuler									
Loader, Front End, Wheeled, 1,5CY, 943									
Mélange chaud de bitumineux, assise supérieure	t	0.0	2242		400	40000			
Remorque de camion, 8'x16'									
Camion, Autoroute, 4x2, 2 essieux, 11t									
Balayeuse de rue, 7 pied de large, avec gicleurs, remorquée									
Finisseuse d'asphalte, 10 pieds avec guide, pneumatique									
Rouleau compresseur, statique, 3 roues, 12 Tonnes, 84" large									
Nivelage de l'assise de fond									
Niveleuse, moteur, 12-G, articuler									
Couche d'apprêt imperméabilisante pour la surface (1,25 litres/m ²)	m ²	0.0			896				
Distributrice d'asphalte, 3000 gallons (ajouter un camion)									
Camion, 46000 GVW, 6x4, 3 essieux, pour autoroute									
Camion, 24500 GVW, 4x2, 2 essieux, pour autoroute									
Balayeuse de rue, 7 pied de large, avec gicleurs, remorquée									
Argile, épaisseur de 8", Source externe au site(Détails)	m ³	NA	1800		680	1224000			
Etendre le matériel sans compaction	m ²	0.0							
1 dozer crawler D-7H + 1 lame, Universel, hydraulique									
Compaction à 8"	m ³	0.0							
1 Camion citerne, 6000 gallons, pas pour autoroute									
1 Rouleau compresseur, Statique, 13T, 84"W, 11 pneus									
Eau pour la compaction	m ³	0.0			0	101			

Tableau des entrants de matières (primaires) et équipements mécaniques nécessaires au système de biotraitement par biopiles (suite)

Camion citerne, 6000 gallons, pas pour autoroute						
Pompe submersible, 6" Diamètre, 1950 GPM/ 40' Tête eau						
Remorque 12,6m3; Camion 10km; 60km/h; 2,1 Cycles/h	m ³	0.0				
Camion, Benne arrière, 14-19 CY, 25T, pas pour autoroute						
Sonde à vapeurs dans les sols	chaque				35	
2 - EXCAVATION						
Excavatrice hydraulique, 2 CY, 75 CY/h (57 m ³ /h)	m ³	275.6				7895
3- INSTALLATION SYSTEME D'AERATION						
Tuyau plein (<i>Plusieurs composantes</i>)		22.67				
Collecteur principal (<i>Manifold piping</i>), 4" PVC Sch. 40	m	22.67			428	1301
Tuyau perforé ou fendu pour l'aération des biopiles (<i>Plusieurs composantes</i>)		122.14				
PVC, perforé, 4" (Sans excavation)	m	24.4			2922	8883
Connecteur T, Coude 90°, Réducteur, Valve (<i>Plusieurs composantes</i>)		0.00				
Connecteur T, 4", PVC Sch. 40	chaque	NA			56	67
Coude 90°, 4", PVC Sch. 40	chaque	NA			48	46
Réducteur 4" x 2", PVC Sch. 40	chaque	NA			64	2
Valve ballon (<i>Ball valve</i>) 2", PVC Sch. 80	chaque	NA			60	146
4 - PLACEMENT DES SOLS						
Addition de produits (<i>Plusieurs composantes</i>)						
Copeaux de bois	m ³	NA	240		790	189600
Ajout nutriments dans le sol (<i>Plusieurs composantes</i>)		0.0				
Urée	KG	NA	770		7342	7525
Phosphate de diammonium	KG	NA	950		1580	1644

Tableau des entrants de matières (primaires) et équipements mécaniques nécessaires au système de biotraitement par biopiles (suite)

Mise en place des sols (<i>Plusieurs composantes</i>)		344.20			
Excavatrice hydraulique, 2 CY, 57 m ³ /h		344.2	m ³		9860
5 - TRAITEMENT DES SOLS					
Brassage des sols		92.7			
Excavatrice hydraulique, 2 CY, 57 m ³ /h		92.7	m ³		10624
6 - REMBLAYAGE DU SITE					
Excavatrice hydraulique, 2 CY, 57 m ³ /h		172.1	m ³		9860
Scénarios décontamination partielle : sol de remblayage			m ³		9860
7 - FERMETURE DU SITE					
Concasseur, >100hp					
8 - SUIVI DU TRAITEMENT					
Analyse des sols					
Sonde pour récupérer le sol, non fendue, 7/8" x 2' ou 9/8" x 1'		NA	chaque		2
Décontamination des équipements d'échantillonnage (<i>Détails</i>)		NA	chaque		399
Eau déionisée		NA	l		100
Matériels jetables nécessaires à l'échantillonnage (<i>Détails</i>)		NA	chaque		399
Gants de latex		NA	chaque		798
Pot en verre clair de 1 litre		NA	chaque		19950
Ruban (rouleau)		NA	chaque		80
Parafilm (rouleau)		NA	chaque		20
Sac de glace		NA	chaque		285

Tableau des entrants de matières (primaires) et équipements mécaniques nécessaires au système de biotraitement par biopiles (suite)

9 - GESTION DES EMISSIONS GAZEUSES					
	Jauge à pression	chaque	8.50		17
Soufflante pour l'extraction des vapeurs 15HP, 280SCFM		chaque	4.00		1
Biofiltre air (<i>Plusieurs composantes</i>)			79.7		
Réservoir en acier		m ³		7850	1 9420
Tourbe		m ³	79.7	0.66	23 14.84
Fumier de poulet				291	22 6402
Gravier		m ³	NA	1425	3 4275
Toile de recouvrement pour pile, en géotextile LDPE 20mil, résistance de 185 lb à la déchirure.		m ²	0.0	920	8 147
Pompe à eau					
Tour d'humidification (<i>Plusieurs composantes</i>)			2.1		
PVC granules pour le garnissage		m ³	NA	1240	0.01 12.4
Colonne en acier noir		KG	NA		236 236
Support inférieur en acier inoxydable		chaque			
Support supérieur		chaque			
Redistributeur de liquide		chaque			
Distributeur de liquide		chaque			
Pompe centrifuge (bronze), 25 GPM, 10' Tête, 0.25 HP		chaque	1.7		1
Connection tuyaux d'eau (<i>Plusieurs composantes</i>)			0.2		
Tuyaux de connection PVC, Sch. 40, 1 1/2"		m	0.2		8 6.2
Coude 90°, PVC Sch. 40, 1 1/2"		m	NA		4 0.52

Tableau des entrants de matières (primaires) et équipements mécaniques nécessaires au système de biotraitement par biopiles (suite)

Connection tuyaux d'air (<i>Plusieurs composantes</i>)		0.2			
Tuyaux de connection PVC, Sch. 40, 6"	m	0.2		8	42.96
Coude 90°, PVC Sch. 40, 6"	m	NA		4	5.6
Eau	m ³			40	40000
10 - GESTION DES EFFLUATS					
Récupération du 1 ^{er} étage (<i>Plusieurs composantes</i>)		19			
Tuyau fendu, PVC Sch. 40, 2", 2 à 3 rangées de fentes	m	10.5		200	206
Tuyau double parois, PVC Sch. 40 (2", 4")	m	6.3		75	307.5
Réservoir souterrain, 550 gallons, acier, double paroi	chaque	2.0	7850	1	392.5
Irrigation des biopiles (<i>Plusieurs composantes</i>)		24			
Tuyaux perforés pour l'irrigation des biopiles 2" (valeurs adaptées de la BD)	m	2.9		350	360.5
Tuyaux de connection, PVC Sch. 40, 1"	m	10.0		140	66.6
Valve ballon, PVC Sch. 80, 1" (Ball Valve) (valeurs adaptées de la BD)	chaque	NA		5	2.79
Coude 90°, PVC Sch. 40, 1"	chaque	NA		1	0.05
Raccord T, PVC Sch. 40, 1"	chaque	NA		4	0.24
Pompe submersible, 75 GPM, Sortie de 2", 40' Tête, 1½ HP, un étage	chaque	4.2		1	

ANNEXE E : Bases de données utilisées pour les entrants de matière

Composé	Quantité Entrant (Kg)	Dénomination du procédé dans SimaPro	Base de donnée	Année	Type de donnée
Acier	25644	Steel Zn	Franklin	1992	Estimée
Aluminium	151	Aluminium B250	BUWAL	1993	Calculée à partir de la situation suisse
Argile	880860	Clay	IVAM	1992	Calculée
Asphalte		Asphalt mix cover	SPINE	1999	Estimée
Bois	193504	Yellow pine 1	Franklin	1999	Calculée
Copeaux de bois	189600	Wood chips	Flux élémentaire		
Eau	40486	Water processing	Franklin		
Fumier	6402	Manure	Flux élémentaire		
Gravier	4275	Gravel	Flux élémentaire		
HDPE	13050	HDPE B250	BUWAL	1997	Calculée à partir de la production de 10 entreprises européennes
Latex	5	Field Latex	Flux élémentaire		
LDPE	73747	LDPE B250	BUWAL	1997	Calculée à partir de la production de 10 entreprises européennes
Phosphate de diammonium	1644	Phosphate as P2O5	Flux élémentaire		
PVC	11473	PCV pipe	IVAM	1997	Calculée à partir de la production de 3 entreprises hollandaises
Tourbe	15	Peat	Flux élémentaire		
Urée	7525	Urea	Flux élémentaire		
Verre	9975	Glass virgin	BUWAL	1999	Non précisé
Zinc	4	Zinc 1	BUWAL	1999	Moyenne de la situation mondiale

ANNEXE F : Entrants de matières du système

No	Substance	Unité	Total	(1) Préparation	(2) Excavation	(3) Installation système d'aération.	(4) Placement des sols en biopiles	(5) Traitement par biopiles	(6) Remblayag	(7) Fermeture du site	(8) Suivi du traitement	(9) Traitement des rejets gazeux	(10) Traitement des lixiviats	(11) Electricité
1	zinc (Zn)	g	44.43	3.756x	x	x	x	x	x	40.577x	x	0.005	0.085	0.019
2	zinc (ore)	kg	26740	26084x	x	x	x	x	x	x	x	x	656.456x	
3	zinc (in ore)	oz	75.86	9x	x	x	x	x	x	-0.020x	x	x	x	0.008
4	zeolite	g	7.555	4.249x	x	x	x	x	x	-0.3531x	x	0.001	0.057	3.602
5	wood/wood wastes	lb	153.82	76.66	14.58x		14.586	14.5862	18.15	15.157	0.030	0.058x	x	
6	wood (yellow pine)	tn.lg	15.54	15x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
7	wood (dry matter)	lb	49.71	99x	x	x	x	x	x	-49.455x	x	x	x	0.258
8	wood	oz	786.90	803.3	x	x	x	x	x	-81.204	48.76	0.467	14.523	1.030
9	water turbine	m3	3331.2	1224.	x	x	x	x	x	2073.24x	x	7.874	25.824x	
10	water barrage	cuft	484.78	179.4	x	x	x	x	x	300.394x	x	1.152	3.78439x	
11	water	kg	101	101x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
12	water (sea)	kg	64469	62658	x	x	x	x	x	234.126x	x	x	1576.91x	
13	water	kg	1.01E+06	1.07E+06x		363695x	x	x	x	-511919	819.8	2	21460.1	15563.4

Entrants de matières du système (suite)

62	natural gas	kg	17.909	21.20x	x	x	x	x	x	x	-3.290x	x	x	x	x
63	molybdenum	mg	1.212	0.655x	x	x	x	x	x	x	0.542x	x	0.001	0.0129	0.001
64	molybdene (in ore)	µg	112.44	217.3	x	x	x	x	x	x	107.372x	x	x	x	2.433
65	mining gas (30,3 MJ/kg) ETH	oz	34.095	187.5	x	x	x	x	x	x	158.381x	x	0.113	4.518	0.258
66	methane (kg) ETH	lb	50.80	101.2	x	x	x	x	x	x	-50.634x	x	x	x	0.176
67	methane (kg)	oz	83.20	93.25	x	x	x	x	x	x	-10.057x	x	x	x	x
68	material unknown	g	115.37	19.36	x	x	x	x	x	x	95.525x	x	0.067	0.415x	x
69	material known, no data	g	33.933	0.020x	x	x	x	x	x	x	33.912x	x	6.98E-05	0.001x	x
70	marl	lb	240.94	320.8	x	x	x	x	x	x	130.914x	x	0.047	1.039	49.910
71	manure	tn.lg	6.300x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	6.300x	x	x
72	manganese (Mn)	g	142.72	25.22	x	x	x	x	x	x	116.695x	x	0.030	0.592	0.183
73	manganese (in ore)	g	65.01	69.96	x	x	x	x	x	x	33.9685x	x	x	x	29.013
74	limestone	kg	7539.6	4741.9	136	164.257	9.136	9.136	11.371	2373.03	89.632	03	0.980	131.091x	x
75	lignite ETH	kg	269.30	141.3	x	x	x	x	x	x	-59.864	1x	x	x	1.196
76	lignite (8.1 MJ/kg) ETH	kg	23899.1	23713	x	x	x	x	x	x	162.296x	x	16.5349	5.550	0.830
77	lead (Pb)	oz	58.81	5.826	x	x	x	x	x	x	52.829x	x	0.019	0.135	0.002

Entrants de matières du système (suite)

78	lead (ore)	oz	535.44	6.568x	x	x	x	x	-3.284x	532.162x	x	x
79	lead (in ore)	g	890.64	904.9	1x	x	x	x	-14.847x	x	x	0.582
80	iron (scrap)	kg	3444.9	3348.	13x	x	x	x	12.510x	x	84.261x	x
81	iron (ore)	kg	40317	39159	.1x	26.1555x	x	x	145.783	0.185	0.167	985.956x
82	iron (in ore)	kg	111.70	207.9	42x	x	x	x	102.604x	x	x	6.366
83	iron (Fe)	lb	318.50	131.4	57x	x	x	x	182.776x	0.239	3.126	0.907
84	insulation stones	g	588.9	588.9x	x	x	x	x	x	x	x	x
85	insulation plates	g	385.05	385.0	5x	x	x	x	x	x	x	x
86	gravel	kg	47716	80452	.9x	x	x	x	37181.4x	4275.37	5.420	164.02
87	gas from oil production	gal*	330.42	370.3	93x	x	x	x	39.9673x	x	x	x
88	gas (35MJ/m3); from oil prod.	cu.yd	170.21	113.0	6	02x	x	x	51.508x	0.145	2.288	3.271
89	field latex	kg	5.2x	x	x	x	x	x	5.2x	786.9	17x	x
90	feldspar	kg	786.91	7	0.001x	x	x	x	x	x	x	x
91	energy from uranium	MJ	2.467	2.467x	x	x	x	x	x	x	x	x
92	energy from U	kWh	27090	x	x	24711.1x	x	x	x	19.58	130.568	2228.92x

ANNEXE G : Méthode de calcul des émissions liées aux transports

Méthode

Le logiciel ACV GaBi 3 a été employé pour le calcul des émissions liées aux transports. Ce logiciel a l'avantage de proposer 5 types de camions différents dont les capacités varient entre 4 et 40 tonnes (Tableau H.1). GaBi 3, un logiciel ACV, a été développé par l'Université de Stuttgart en Allemagne.

Tableau H.1 Classification des camions dans GaBi 3

Type	Capacité maximale [t]	Capacité de charge utile [t]
I Pickup	< 3.5	< 2
II Petit camion	3.5 – 7.5	2 – 4.2
III Camion	7.5 – 22	4.7 – 11.5
IV Train routier	13.8 – 38	8.3 – 28.7
V Semi-remorque	15.8 - 38	8.2 - 26

La demande énergétique spécifique est calculée avec le paramètre d'opération α selon le modèle MICSIM développé par l'Institut des Sciences du Transport de Aachen (Product engineering GMHB, 2000). GaBi propose une version simplifiée de MICSIM, avec des paramètres standards enregistrés. L'utilisateur n'a plus que 2 paramètres à entrer une fois qu'il a choisi le type de camion adapté à son étude.

Deux types de parcours sont différenciés dans ce modèle : les longues distances (sur les autoroutes et routes nationales) et les courtes distances (sur les routes communales avec une vitesse non spécifiée dans le modèle). Les scénarios sont basés sur les vitesses moyennes des différents camions :

Tableau H.2 Vitesses moyennes des différents camions (1997)

Type	Vitesse moyenne [km/h]	
	Routes nationales	Autoroutes
I Pickup	60	90
II Petit camion	55	76
III Camion	55	76
IV Train routier	55	76
V Semi-remorque	55	76

Bien que les limites de vitesses allemandes soient différentes des limites de vitesse canadiennes, ces vitesses sont proches de ce qui se passe au Québec.

La consommation spécifique des camions est une fonction du ratio d'utilisation qui est le ratio de la charge réellement transportée sur la charge maximale que le camion peut transporter. Dans le modèle utilisé dans GaBi, la consommation est exprimée de la façon suivante :

$$\text{Consommation de diesel [kg]} = \text{ratio d'utilisation [kg /tkm]} * \text{kilométrage effectué aller-retour [km]} * \text{masse transportée [kg]}$$

Les émissions calculées sont les suivantes :

- CO₂, CO, NO_x, NMVOC, SO₂, CH₄, Particules : à partir de facteurs d'émissions issus de la littérature (Product engineering GMHB, 2000)
- Les hydrocarbures pétroliers (HC) sont alloués entre les émissions de CH₄ (3.25%) et de NMVOC (96.75%)

Entrée des données

- 1) Choix du type de camion
- 2) Entrer la masse à transporter
- 3) Entrer la distance aller et la distance retour, le logiciel considère que l'aller se fait à 85% de la masse maximale et que le retour se fait à 10%

Les résultats sortent alors sous cette forme :

Tableau H.3 Tableau de sortie des résultats obtenus pour les émissions liées aux transports par le modèle de GaBi 3

	[kg]		[kg/kg diesel]		[kg/masse transportée]
Total diesel		CO		CO	
Diesel per kg tonnage		CH ₄		CH ₄	
		NMVOC		NMVOC	
		Nox		NOx	
		SO ₂		SO ₂	
		Dust		Dust	
		CO ₂		CO ₂	

Ces résultats ont ensuite été portés dans le logiciel SimaPro 5, chaque type de camion correspondant à une fenêtre de procédé.

ANNEXE H : Tableau des émissions liées aux transports

Numéro du transport	Fonction	Classification	Charge à transporter (KG)	Km Aller	Tonnage aller	Tonnage retour	Consommation Totale (Kg)	diesel gallons/km	CO ₂	CO ₂ /km	CO	CH ₄	NM VOC	Nox	SO ₂	Particules
1	Apport sur site nutriments, divers matériaux nécessaires	Semi-remorque/long dist.	26000	75	26	0	35	0.07	111	0.742	0.258	0.0001	0.109	1.376	0.106	0.07
2	Enlever nutriments, divers matériaux nécessaires	Semi-remorque/long dist.	26000	75	0	26	35	0.07	111	0.742	0.258	0.0001	0.109	1.376	0.106	0.07
3	Clôture +PVC	Train routier/long dist.	11213 +10462	75	14.5	0	29	0.06	135	0.902	0.415	0.007	0.203	1.661	0.129	0.09
4	Désinstallation clôture	Train routier/long dist.	11213	75	0	14.5	29	0.06	135	0.902	0.415	0.007	0.203	1.661	0.129	0.09
5	Abris	Train routier/long dist.	96727.5	75	14.5	0	29	0.06	604	4.025	1.85	0.03	0.908	7.412	0.576	0.42
6	Désinstallation abris	Truck/22t total cap./14.5t payload/long dist.	96727.5	75	0	14.5	29	0.06	604	4.025	1.85	0.03	0.908	7.412	0.576	0.42
7	Installation toile pour confinement des biopiles	Semi-remorque/long dist.	263130	75	26	0	35	0.07	1126	7.508	2.61	0.001	1.1	13.92	1.071	0.66

Tableau des émissions liées aux transports (suite)

Numéro du	Fonction	Classification GAB	Charge à transporter (KG)	Km Aller	Tonnage aller	Tonnage retour	Consommation Totale	diesel gallons/k	CO ₂	CO ₂ /km	CO	CH ₄	NM VOC	Nox	SO ₂	Particule s
8	Désinstallation toile	Semi-remorque/long dist.	263130	75	0	26	35	0.07	1126	7.508	2.61	0.001	1.1	13.92	1.071	0.66
9	Installation asphalte	Semi-remorque/loc	786000	2250	26	0	1943	0.13	6120	1.36	15.15	0.23	6.72	77	5.8	4
10	Désinstallation asphalte	Semi-remorque/loc	786000	2250	0	26	1943	0.13	6120	1.36	15.15	0.23	6.72	77	5.8	4
11	Compacter l'argile à 8"	Semi-remorque/loc	880860	2870	26	0	2478	0.13	7810	1.361	19.8	0.25	8.42	99	7.4	5
12	Désinstaller l'argile	Truck-trailer/38t total cap./26t payload/local	880860	2870	0	26	2478	0.13	7810	1.361	19.8	0.25	8.42	99	7.4	5
13	Echantillons	Pickup/long dist.	200	800	0.1	0.025	193	0.04	302	0.189	1.542	0.026	0.771	2.728	0.29	0.24
14	Si traitement inefficace transport des sols sur site	Truck/38t total cap./26t payload/long dist.	1.5E+07	4275	26	0	20112	0.07	6343	0.742	147	0.064	61.9	783.2	60.27	36.8
15	Si traitement inefficace : transport des sols aux LES	Semi-remorque/long dist.	1.5E+07	4275	0	26	20112	0.07	6343	0.742	147	0.064	61.9	783.2	60.27	36.8
16	Transport asphalte qui va être recyclée	Semi-remorque/long	393000	1134	26	0	534	0.07	1681	0.741	4	0.002	1.65	21	1.6	1.1

ANNEXE I : Méthode pour le calcul des émissions liées aux équipements

189

Méthode

Aucun modèle satisfaisant n'a été trouvé dans les logiciels ACV disponibles pour modéliser les émissions liées au fonctionnement des équipements. Cette limitation provenait essentiellement du manque de variété dans les types d'équipements proposés par rapport à la diversité présente dans le système. Il a donc été décidé de modéliser ces émissions par les facteurs d'émissions fournis par l'EPA (Bearsley, 1998). Ces émissions dépendent de plusieurs paramètres propres à l'équipement considéré :

- sa puissance (Annexe J), (Caterpillar, 2002)
- sa consommation moyenne en diesel (Annexe J), (ICF Kaiser consulting group, 1999)

Consommation

La consommation des engins provient du document canadien : qui a calculé l'émission de divers équipements mécaniques au Canada en fonction de leur puissance (ICF Kaiser consulting group, 1999). Ces calculs ont pris en compte des contraintes de résistances appliquées à l'équipement (résistance au roulement, résistance à la pente). La densité du diesel est de 0.871 kg/l (Blanc, 1999).

Émissions

Les émissions de CO₂ sont calculées à partir des consommations en carburant des engins en supposant que la teneur en carbone du diesel employé est de 87% et que l'essentiel de la combustion du carbone conduit à la formation de CO₂ (Blanc, 1999). Pour les autres substances, les facteurs d'émissions fournis par l'EPA ont été utilisés (Tableau J.1).

Tableau J.1 Facteurs d'émissions (g/cv.h) pour les équipements utilisés (Bearsley, 1998)

Équipement	HC	CO	NOx	Particules
Compacteurs, chargeurs ...(> 100 hp)	0.68	2.7	8.38	0.4
Balayeuse, finisseuse d'asphalte... (100 hp)	0.99	3.49	8.30	0.722

Les émissions de soufre sont calculées à partir de la formule suivante :

$$SO_2 \text{ (g/cv.h)} = ((\text{Consommation diesel}) * (1-0.022)-HC) * 0.0033 * 2$$

0.022 est la fraction de soufre adsorbée sur les particules en suspension

HC : émissions en HC (la teneur en soufre des hydrocarbures imbrûlés est supposée identique à celle du combustible)

0.0033 est la teneur en soufre du combustible pris comme référence pour le calcul

ANNEXE J : Tableau des émissions liées au fonctionnement des équipements

Numéro de l'équipement	Fonction	Type de machine	Travail	Hourly Output (hr)	Temps de travail (hr)	Puissance (hp)	Consommation (gal/cv.hr)	Consommation (l/cv.hr)	Consommation (g/cv.hr)	Totale (kg)	Emissions de CO ₂ (kg)	diesel (gallons)	HC (kg)	HC (g/cv.hr)	SO ₂ (kg)	CO (kg)	No _x (kg)	Particules (kg)
1	Nivelage asphalté	dozer crawler D-7H	3400m ²	42	81	315	0.22	1.001	871.871	22246	70964	6742.7	0.942	0.68	5.833	9.185	28.5	1.367
2	Compactage asphalté 4"	Compacteur statique, 3 essieux, 13T	3400m ³	785	1	220	0.22	1.001	871.871	191.81	611.88	58.138	0.299	0.68	1.546	2.119	6.58	0.315
3	Compactage pour l'argile 8"	Rouleau compresseur statique, 13T	680m ³	91	7	220	0.22	1.001	871.871	1342.7	4283.2	406.97	3.336	0.68	1.092	1.719	5.34	0.256
4	Assise de graviers 9"	Dozer, 9Crawler D-8L	680 m ³	4	1	315	0.22	1.001	871.871	1274.64	876.1	83.243	0.214	0.68	0.006	0.010	0.03	0.001
5	Assise de graviers 9"	Niveleuse, moteur 12-G, articuler	680 m ³	4	85	165	0.064	0.291	253.635	557.2	11348	1078.2	9.537	0.68	0.169	0.918	2.85	0.136
6	Assise de graviers 9"	Loader, Front End Wheeled, 1.5CY, 943,	680 m ³	4	85	160	0.22	1.001	871.871	11857	37825	3594	9.248	0.68	0.583	0.918	2.85	0.136
7	Mélange chaud de bitumineux	Finisseuse d'asphalte 7	368 m ³	25	31	100	0.064	0.291	253.635	786.27	2508.2	238.32	2.108	0.68	0.386	2.092	6.49	0.311
8	Mélange chaud de bitumineux	Balayeuse de rue	368 m ³	25	31	100	0.064	0.291	253.635	786.27	2508.2	238.32	2.108	0.68	0.386	2.092	6.49	0.311

Tableau des émissions liées au fonctionnement des équipements (suite)

9	Niveleuse, de l'assise de fond	9.95m ²	201	0.05	165	0.064	0.291	253.635	2.0925	6.675	0.634	0.005	0.68	0.005	0.027	0.08	0.004
10	Couche d'apprêt imperméabilisante pour la surface	896 m ²	3210	1	100	0.064	0.291	253.635	25.364	80.91	7.687	0.068	0.68	1.601	8.667	26.9	1.290
11	Couche d'apprêt imperméabilisante pour la surface	896 m ²	3210	1	150	0.064	0.291	253.635	38.045	121.36	11.532	0.102	0.68	1.601	8.667	26.9	1.290
12	Etendre l'argile sans compactage	3400m ²	375	9	315	0.064	0.291	253.635	719.06	2293.8	217.95	1.927	0.68	1.683	9.112	28.3	1.356
13	Excavatrice en des sols	7895m ³	57	139	250	0.064	0.291	253.635	8813.8	28116	2671.5	23.63	0.68	3.952	21.39	66.4	3.185
14	Mise en place des sols	9860m ³	57	173	250	0.064	0.291	253.635	10970	34993	3324.9	29.41	0.68	4.919	26.62	82.6	3.964
15	Brassage des sols	9860m ³	57	173	250	0.064	0.291	253.635	10970	34993	3324.9	29.41	0.68	4.919	26.62	82.6	3.964
14	Remblayage	9860m ³	57	139	250	0.064	0.291	253.635	8813.8	28116	2671.5	23.63	0.68	3.952	21.39	66.4	3.185
15	Fermeur de site	272232 kg	80	34	475	0.064	0.291	253.635	4096.2	13067	1241.6	10.98	0.68	1.356	7.344	22.8	1.093

ANNEXE K : Méthode de calcul des facteurs de caractérisation pour les impacts locaux selon la méthode EDIP

Ce document fournit les démarches nécessaires aux calculs de facteurs de caractérisation pour les catégories d'impact locales selon la méthode EDIP (Environmental Design of Industrial Products). De nombreuses substances ont déjà leurs facteurs de caractérisation calculés dans SimaPro, mais il peut arriver que l'inventaire d'une ACV comprenne une substance non caractérisée dans SimaPro (ce qui était le cas pour le diesel).

1- Définitions

FCE et FCT (Facteurs de caractérisation Ecotoxique et Toxique) : Facteur dérivé d'un modèle de caractérisation pour exprimer une intervention environnementale spécifique en terme de l'unité commune (par ex. : $PRG_{\text{Méthane}}$).

FE (Factor d'Ecotoxicité) : représente la potentiel écotoxique d'une substance dans un compartiment

IC (Indicateur de catégorie) : Représentation quantifiable d'une catégorie d'impact (par ex. : forçage radiatif infrarouge pour les changements climatiques). Il correspond à la sommation sur toutes les substances de $FC \cdot Q$, Q représentant le flux de la substance.

PNEC : Predicted No effect concentration

LOEC : Lowest Observed Effect Concentration

LC₅₀ : Letal Concentration 50%

H : constante de Henry

LD₅₀ : Letal Dose 50 %

LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level

NOAEL : No Observed Adverse Effect Level

NOEC : No Observed Effect Concentration

K_{ow} : Facteur de partition octanol / eau

K_d : Facteur d'adsorption du sol

T (Tranfert Factor) : Facteur de transfert

I (Intake Factor) : Facteur d'absorption

SCF (Stem Concentration Factor) : Facteur de concentration dans la tige

BCF (Bioconcentration Factor) : Facteur de bioconcentration

Bb (Beef Transfer Factor) : Facteur de transfert du bœuf

Bm (Milk Transfer Factor) : Facteur de transfert du lait

HTF (Human Toxicity Factor) : Facteur de Toxicité humaine : réciproque de la mesure de la toxicité de la substance.

HRC (Human Reference Concentration) : Concentration de substance la plus élevée qu'un humain peut inhaler quotidiennement durant toute sa vie sous des conditions standards, sans que cela ne provoque d'effets toxiques.

HRD (Human Reference Dose) : Quantité de substance la plus élevée qu'un humain peut ingérer quotidiennement durant toute sa vie sous des conditions standards, sans que cela ne provoque d'effets toxiques.

2- Directives générales

Les impacts environnementaux couvrent différentes échelles géographiques, ainsi les impacts peuvent se faire ressentir à l'échelle planétaire (impacts globaux), à l'échelle régionale (impacts régionaux) ou locale (impacts locaux). Les catégories d'impacts environnementaux locaux traitées par la méthode EDIP, l'échelle géographique qu'ils couvrent, les indicateurs utilisés et les variables clés sont présentés au tableau 2.9.

3. Méthode de calculs pour l'impact écotoxicologique

1.1 Déterminer la fraction f émise dans les différents compartiments

L'inventaire peut comprendre des émissions à l'eau, l'air et/ou le sol. Même si une substance est émise seulement dans un compartiment, elle peut contribuer aux potentiels écotoxiques des autres compartiments. Les calculs des répartitions permettent de

déterminer quels potentiels écotoxiques doivent être déterminés et les quantités de substances contribuant aux potentiels écotoxiques de chaque compartiment.

Pour chaque émission individuelle, les calculs de redistribution permettent de calculer les facteurs de distribution f_{sol} pour le sol (impact chronique) et f_{eau} pour l'eau (aigue et chronique). Choisir le diagramme de décision approprié et en déduire les valeurs des fractions (Figures K.2, K.3 et K.4)

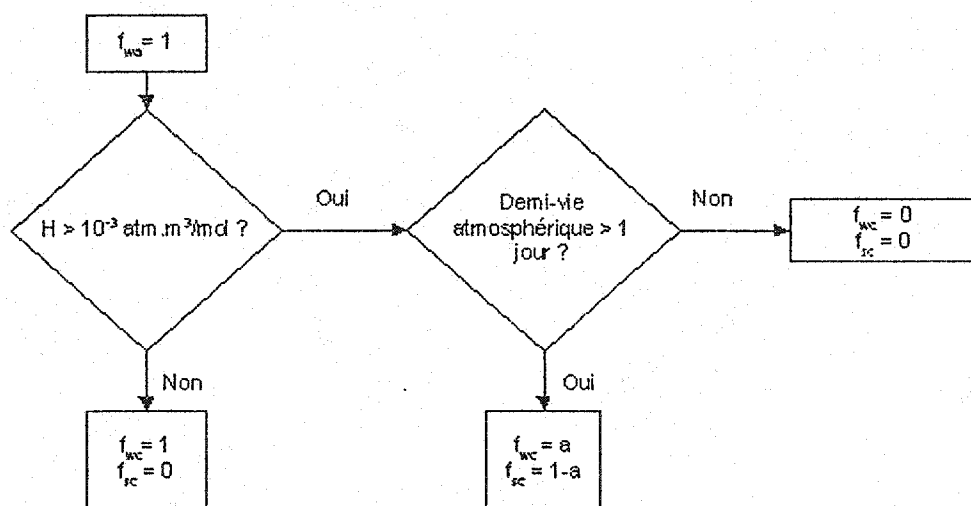


Figure K.2 Méthode pour fixer les facteurs de distribution pour les substances émises dans l'air

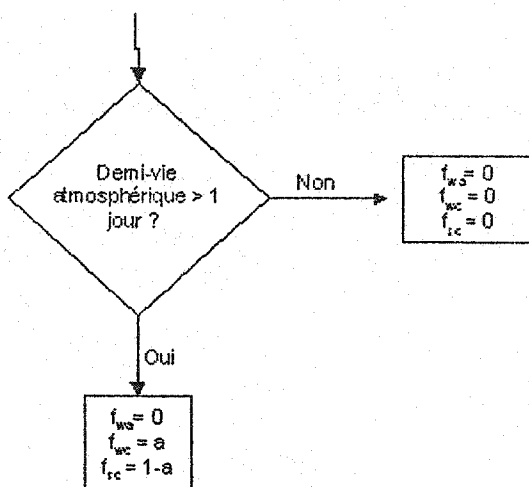


Figure K.3 Méthode pour fixer les facteurs de distribution pour les substances émises dans l'eau

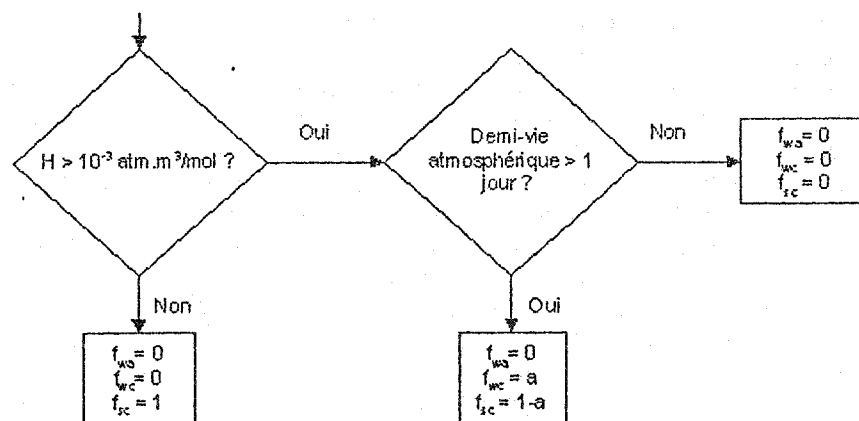


Figure K.4 Méthode pour fixer les facteurs de distribution pour les substances émises dans le sol

3.3 Calculer les facteurs d'écotoxicité (FE)

Si le facteur de distribution pour un compartiment est 0, ne pas calculer de FE (et donc pas de facteur d'écotoxicité).

Si l'émission est passée par un centre de traitement biologique des eaux usées, calculer un FCE pour l'usine de traitement (FE_p).

Calculer les FE selon le tableau K.1 :

Tableau K.1 Formules pour déterminer FE selon le compartiment (Wenzel & al., 2000)

Compartiment final	Aigue / Chronique	FE
Eau	Aigue	$1 / PNEC_{\text{eau aigue}}$
	Chronique	$1 / PNEC_{\text{eau chronique}}$
Sol	Chronique	$1 / PNEC_{\text{sol}}$
Usine de traitement des eaux	Aigue	$50 / LOEC_{\text{heterotrophes aerobie}}$

- Estimer la $PNEC_{\text{eau chronique}}$
- Trouver la valeur de la PNEC de la substance dans la littérature. La base de données ECOTOX de l'USEPA fournit des données écotoxicologiques sur de

nombreuses substances et devrait être une des premières source d'information consultée.

- Déterminer le facteur de sécurité avec le tableau K.2:

Tableau K.2 Facteurs de sécurité pour la $PNEC_{\text{eau chronique}}$ (adapté de Wenzel & al., 2000)

Facteur de Sécurité	Critère
1000	Données pour l'écotoxicité aiguë (LC_{50}) disponibles mais données pour une ou plusieurs espèces représentantes de chaque classe (poissons, crustacées, algues) les données sont manquantes.
100	Données pour l'écotoxicité aiguë (LC_{50}) disponibles pour au moins une espèce de poissons, de crustacées, et d'algues.
20	Données disponibles pour l'écotoxicité chronique (LOEC) pour au moins une espèce de poissons, de crustacées, et d'algues.
10	Données disponibles pour l'écotoxicité chronique (NOEC) pour au moins une espèce de poissons, de crustacées, et d'algues.

- $PNEC_{\text{eau chronique}} = \text{plus petite } PNEC_{\text{eau chronique}} \text{ trouvée dans la littérature} / \text{facteur de sécurité}$
- Si le K_{ow} de la substance est supérieur à 1000, la $PNEC_{\text{eau chronique}}$ doit avoir été estimée à partir de données d'écotoxicité aiguë. Les K_{ow} peuvent être trouvés dans la base de donnée HSDB. Dans ce cas, vérifier dans le volume 2 de la méthode EDIP (Hauschild et al., 2000) si la valeur de la $PNEC_{\text{eau chronique}}$ doit être corrigée par le facteur de bioconcentration
- Si $K_{ow} < 1000$, garder la valeur de $PNEC_{\text{eau chronique}}$ trouvée précédemment.
- **Estimer la $PNEC_{\text{eau aiguë}}$**
 - Trouver des données sur des tests pour les effets écotoxicologiques aigus dans l'eau.
 - Déterminer le facteur de sécurité d'après le tableau K.3.
 - $PNEC_{\text{eau aiguë}} = \text{plus petite } PNEC_{\text{eau aiguë}} \text{ trouvée dans la littérature} / \text{facteur de sécurité}$

Tableau K.3 Facteurs de sécurité pour la PNEC_{eau aigue} (adapté de Wenzel & al., 2000)

Facteur de sécurité	Critère
100	Données pour l'écotoxicité aigue (LC ₅₀) disponibles mais données pour une ou plusieurs espèces représentantes de chaque classe (poissons, crustacées, algues) les données sont manquantes.
10	Données pour l'écotoxicité aigue (LC ₅₀) disponibles pour au moins une espèce de poissons, de crustacées, et d'algues.

- **Estimer la PNEC_{sol}**

- Déterminer la valeur de K_d (en l/kg) pour la substance dans le sol. Pour les métaux, K_d peut être trouvé dans le volume 2 de la méthode EDIP (Hauschild et al., 2000). Pour d'autres substances, K_d peut être trouvé dans HSDB. Pour les composés organiques, la valeur de K_d peut être estimée par l'expressions:

$$K_d = 0.02 * K_{ow}$$

- $PNEC_{sol} = PNEC_{cauchronique} * (K_d + 0.27) * 1.5$

- **Estimer la LOEC_{heterotrophe aerobie}**

Les valeurs de LOEC pour les bactéries hétérotrophes aérobies peuvent être trouvées dans divers documents.

3.4 Déterminer le facteur de biodégradabilité BIO

Déterminer BIO à partir du tableau K.4. Les critères sont établis à partir des tests standardisés de l'OECD (OECD 301 et 302) que l'on peut retrouver dans le volume 2 de la méthode EDIP (Hauschild et al., 2000).

Tableau K.4 Facteurs de biodégradabilité (adapté de Wenzel & al., 2000)

Classe	Critère	Facteur de biodégradabilité BIO
--------	---------	---------------------------------

Facilement biodégradable	≥60% dégradé lors d'un test de 28 jours "ready biodegradability test" (OECD 301 A-F, ou 92/69/EEC C.4 A-F)	0.2
Potentiellement biodégradable	≥ 70% dégradé lors d'un test de 28 jours "inherent biodegradability test" (OECD 302 B-C, ou 87/302/EEC)	0.5
Non-biodégradable	> 70% dégradé lors d'un test de 28 jours "inherent biodegradability test" (OECD 302 B-C, ou 87/302/EEC)	1

- Si aucun test de biodégradabilité OECD ou similaire n'est disponible pour la substance étudiée, utiliser des informations générales sur la biodégradabilité de la substance pour estimer le facteur BIO.
- Si aucune information n'est disponible, considérer la substance comme non-biodégradable (BIO = 1).

3.5 Calculer les facteurs de caractérisation FCE

$$\begin{aligned}
 FCE_{ea} &= f_{wa} * FE_{wa} \\
 FCE_{ec} &= f_{wc} * FE_{wc} * BIO \\
 FCE_{sc} &= f_{sc} * FE_{sc} * BIO \\
 FCE_p &= FE_p
 \end{aligned}$$

2. Méthode de calculs pour l'impact toxicologique

4.1 Déterminer quelles substances contribuent à la toxicité

Utiliser la méthode de détermination de danger chimique écotoxique présenté dans Hauschild et al. (2000).

Si la substance a un score supérieur ou égal à 8, elle est considérée comme contribuant à l'impact et l'on doit calculer le facteur de caractérisation.

4.2 Déterminer la fraction f émise dans les différents compartiments

Pour les substances émises dans l'eau souterraine, EDIP ne fournit pas encore de modèle de redistribution pour le calcul de f_g . Pour les autres compartiments, des diagrammes de décision permettent d'estimer les fractions (Figures K.5, K6 et K.7)

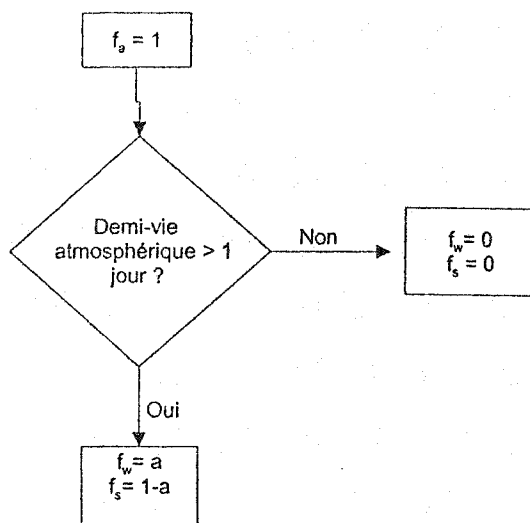


Figure K.5 Méthode pour fixer les facteurs de distribution pour les substances émises dans l'air

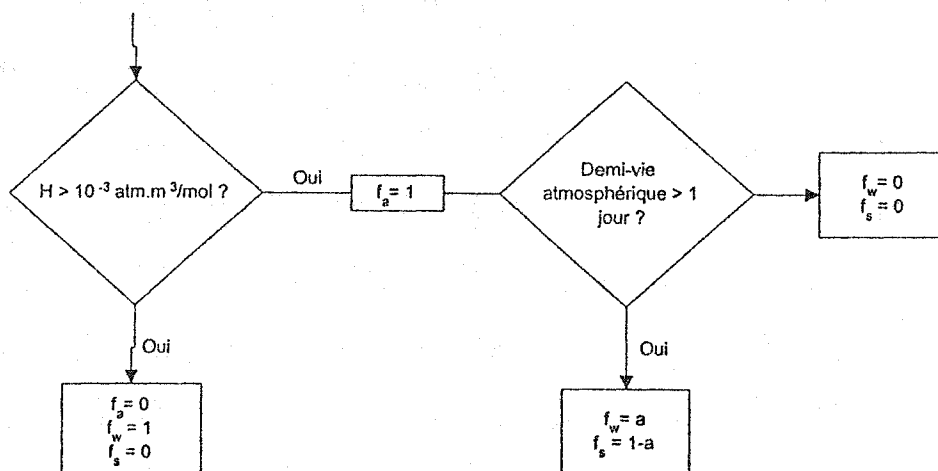


Figure K.6 Méthode pour fixer les facteurs de distribution pour les substances émises dans l'eau

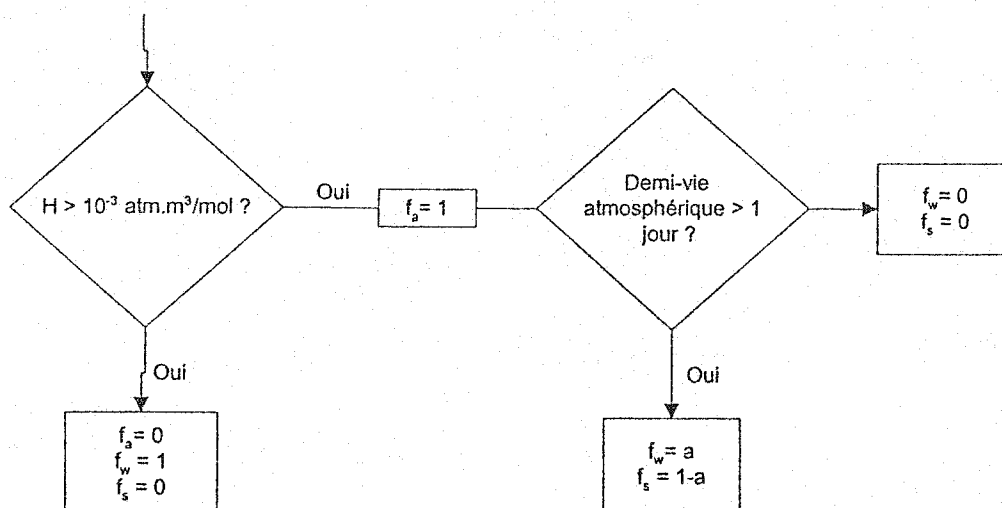


Figure K.7 Méthode pour fixer les facteurs de distribution pour les substances émises dans le sol

4.3 Calculer les facteurs de transfert T et les facteurs d'absorption I

- Air

- $T_a = 1$
- $I_a = 1$

- Eau

- Déterminer la valeurs du BCF pour la substance. Cette valeur peut être trouvée dans les bases de données AQUIRE ou HSDB. Si aucune valeur de BCF existe pour la substance étudiée, on peut considérer pour les substances organiques que $BCF = K_{ow}$
- Poser $T_{eau} = BCF$ en kg eau/kg de poisson
- $I_{eau} = 3.71 \cdot 10^{-4}$ kg de poisson/ kg de masse corporelle / jour

- Eau souterraine

- $T_{es} = 1$
- $I_{es} = 2.86 \cdot 10^{-2}$ kg d'eau souterraine / kg masse corporelle / jour

- Sol

4 voies d'exposition sont possibles pour ce compartiment. C'est la voie avec le plus grand $I_s \cdot T_s$ qui sera retenue pour le calcul du facteur de caractérisation.

1- Ingestion directe de sol

- $T_{s,d} = 1$
- $I_{s,d} = 2.86 \cdot 10^{-6}$ kg de sol / kg masse corporelle / jour

2- Ingestion de plantes

- Déterminer le SCF et le K_d de la substance. Pour les métaux, les données de SCF peuvent être trouvées dans Hauschild et al. (2000). Pour les substances organiques non-ioniques, SCF peut être estimé par K_{ow} et K_d par $0.02 \cdot K_{ow}$.
- $T_{s,p} = SCF / (K_d + 0.4/1.5)$
- $I_{s,p} = 9.30 \cdot 10^{-3}$ kg de plante / kg masse corporelle / jour

3- Ingestion de viande

- Déterminer B_b . Des valeurs sont disponibles dans Hauschild et al. (1997b). Si la substance n'est pas référencée, approximer B_b par $\log K_{ow} - 7.6$.
- $T_{s,b} = [(16.9 \cdot B_b \cdot SCF) / (K_d + 0.4/1.5)] + (0.41 \cdot B_b)$
- $I_{s,b} = 1.53 \cdot 10^{-3}$ kg de viande / kg masse corporelle / jour

4- Ingestion de lait

- Déterminer B_m . Pour les métaux, poser $B_m = 0$. Pour les substances organiques non-ioniques, $B_m = \log K_{ow} - 8.1$
- $T_{s,b} = [(16.9 \cdot B_m \cdot SCF) / (K_d + 0.4/1.5)] + (0.41 \cdot B_b)$
- $I_{s,m} = 1.32 \cdot 10^{-2}$ kg de lait / kg masse corporelle / jour

4.4 Calculer les facteurs de toxicité humaine (FT)

- Estimer HRC

- Trouver des données sur des tests toxicologiques sur l'inhalation de la substance (LC_{50} , LD_{50} , LOAEL ou NOAEL). Ces données peuvent être trouvées dans HSDB ou dans le Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS).
- Déterminer le facteur de sécurité approprié (Tableau K.5).

Tableau K.5 Facteurs de sécurité pour déterminer la HRC (adapté de Wenzel & al., 2000)

Facteur de sécurité	Critère
10^5	Extrapolation à partir de LC_{50} ou LD_{50} d'animaux
5.10^4	Extrapolation à partir de LC_{Lo} ou LD_{Lo} d'animaux
10^4	Extrapolation à partir de LOAEL obtenues à partir de tests sub-chroniques menés sur des animaux (durée < 1 an)
5.10^3	Extrapolation à partir de LC_{Lo} ou LD_{Lo} obtenues à partir d'observations de toxicité humaine chez les humains
10^3	<ul style="list-style-type: none"> - Extrapolation à partir de NOAEL obtenues à partir de tests sub-chroniques - Ou extrapolation à partir de LOAEL obtenues à partir de tests chroniques (durée > 1 an)
10^2	<ul style="list-style-type: none"> - Extrapolation à partir de NOAEL obtenues à partir de tests chroniques standardisés sur des animaux (durée > 1 an) - Ou extrapolation à partir de LOAEL d'humains - Ou extrapolation à partir de la plus faible concentration irritante lorsque inhalation par des humains
10	Extrapolation à partir de NOAEL trouvées dans des expériences chroniques validées sur des humains

- Estimer HRC en divisant la plus faible donnée trouvée dans la littérature par le facteur de sécurité.
- Estimer HRD

Méthode d'estimation identique que pour le HRC mais les tests doivent concerner l'ingestion et non l'inhalation.

- Estimer FT

Tableau K.6 Formules de FT selon le compartiment (Wenzel & al., 2000)

Compartiment	FT
Air (inhalation)	1 / HRC
Eau, sol, eau souterraine (ingestion)	1 / HRD

4.6 Déterminer les facteurs de biodégradabilité BIO

Le facteur de biodégradabilité pour l'impact toxicologique est le même que pour l'impact écotoxicologique (Cf. 3.4)

4.7 Calculer les facteurs de caractérisation FCT

$$\begin{aligned}
 FCT_a &= f_a * T_a * I_a * HTF_a \\
 FCT_e &= f_e * T_e * I_e * HTF_e * BIO \\
 FCT_s &= f_s * T_s * I_s * HTF_s * BIO \\
 FCT_{es} &= f_{cs} * T_{es} * I_{cs} * HTF_p
 \end{aligned}$$

ANNEXE L : Résultats intermédiaires et finaux des calculs de caractérisation toxicologiques et écotoxicologiques

Tableau L.1 Facteurs de caractérisation toxicologiques (air / eau / sol) pour les six fractions du diesel et données utilisées pour les calculs

H (cm ³ /cm ³)	H((atm.m ³ / mol)	Log K _{oc}	Log K _{ow}	K _{ow}	SCF	K _d	Ts,p	Tsp*I	Log Bb	Bb
Aliphatique										
C ₆ -C ₁₀	5.40E+01	1.32E+00	3.7	4.26	5.01E+03	6.02	1.0E+02	0.09	0.0008	-3.34 4.57E-04
C ₁₁ -C ₁₆	3.20E+02	7.82E+00	6.1	6.26	1.26E+06	1.58	2.5E+04	9E-05	8.8E-07	-1.34 4.57E-02
C ₁₇ -C ₂₁	4.90E+03	1.20E+02	8.8	11.53	6.31E+08	7.2E-09	1.2E+07	9E-16	8E-18	8.51E+03
Aromatique										
C ₆ -C ₁₀	3.60E-01	8.80E-03	2.6	3.41	3.98E+02	4.1	7.9E+00	0.735	0.00684	-4.19 6.46E-05
C ₁₁ -C ₁₆	9.70E-02	2.37E-03	3.6	3.76	3.98E+03	5.11	7.9E+01	0.096	0.00089	-3.84 1.45E-04
C ₁₇ -C ₂₁	6.30E-03	1.54E-04	4.7	4.41	5.01E+04	6.1	1.0E+03	0.009	8.5E-05	-3.19 6.46E-04

Facteurs de caractérisation toxicologiques (air / eau / sol) pour les six fractions du diesel et données utilisées pour les calculs (suite)

Tsb	Tsb*I	Log Bm	Bm	Tsm	Tsm*I	Tsd*I	f _{eau}	f _{air}	f _{sol}	T _a	T _a *I
Aliphatique											
C ₆ -C ₁₀	6.50E-04	9.95E-07	-3.84	1.45E-04	5.72E-04	7.55E-06	2.86E-06	0.1	1	0.9	1
C ₁₁ -C ₁₆	1.88E-02	2.87E-05	-1.84	1.45E-02	5.98E-03	7.89E-05	2.86E-06	0.1	1	0.9	1
C ₁₇ -C ₂₁	3.49E+03	5.34E+00	3.43	2.69E+03	1.10E+03	1.46E+01	2.86E-06	0.1	1	0.9	1
Aromatique											
C ₆ -C ₁₀	5.69E-04	8.70E-07	-4.69	2.04E-05	6.30E-04	8.31E-06	2.86E-06	0.1	1	0.9	1
C ₁₁ -C ₁₆	2.15E-04	3.30E-07	-4.34	4.57E-05	1.92E-04	2.54E-06	2.86E-06	0.1	1	0.9	1
C ₁₇ -C ₂₁	3.31E-04	5.07E-07	-3.69	2.04E-04	1.57E-04	2.07E-06	2.86E-06	0.1	1	0.9	1

Log BCF =log _{kw} -1	Tw (BCF)	Tw*I	HRC= RfD	HTF air	HRD	HTF ingestion	BIO	EF _{air}	EF _{eau}	EF _{sol}
Aliphatique										
C ₆ -C ₁₀	3.26	1820	0.68	18.4	0.0543	5	0.2	0.054	0.0027	3E-05
C ₁₁ -C ₁₆	5.26	181970	67.51	1	0.1	10	0.2	1	13.5	2.72E-07
C ₁₇ -C ₂₁	NA	NA	NA	NA	2	0.5	0.2	NA	NA	1.42E-04
Aromatique										
C ₆ -C ₁₀	2.41	275.03	0.09	0.4	2.5	0.2	5	2.5	0.0225	3E-05
C ₁₁ -C ₁₆	3.76	5754.4	2.13	0.2	5	0.04	25	5	2.6625	1.58E-06
C ₁₇ -C ₂₁	4.41	25704.1	9.36	NA	NA	0.03	33.33	NA	15.598	1.03E-07

Tableau L.2 Facteurs de caractérisation écotoxicologiques (sol/eau) pour les 6 fractions du diesel

H(cm ³ /cm ³)	H(atm.m ³ /mol)	f _{sol}	f _{eau} (chronique)	K _d	LC ₅₀	PNEC _{eau} (chronique)	PNEC _{sol}	BIO	EF _{sol}	EF _{eau} (chronique)	
Aliphatique											
C ₆ -C ₁₀	5.40E+01	1.32E+00	1	0.2	1.00E+02	7.2 mg/l	0.07	1.08E+01	0.2	1.85E-02	0.56
C ₁₁ -C ₁₆	3.20E+02	7.82E+00	1	0.2	2.52E+04	7.2 mg/l	0.07	2.72E+03	0.2	7.35E-05	0.56
C ₁₇ -C ₂₁	4.90E+03	1.20E+02	1	0.2	1.26E+07	7.2 mg/l	0.07	1.36E+06	0.2	1.47E-07	0.56
Aromatique											
C ₆ -C ₁₀	3.60E-01	8.80E-03	1	0.2	7.96E+00	7.2 mg/l	0.07	8.89E-01	0.5	5.63E-01	1.39
C ₁₁ -C ₁₆	9.70E-02	2.37E-03	1	0.2	7.96E+01	7.2 mg/l	0.07	8.63E+00	0.5	5.80E-02	1.39
C ₁₇ -C ₂₁	6.30E-03	1.54E-04	1	0	1.00E+03	7.2 mg/l	0.07	1.08E+02	0.5	4.63E-03	0

ANNEXE M : Émissions et contribution à l'impact pour chaque étape du cycle de vie

Substances	Quantité émise lors de la préparation du site	Score unique (Pt)	Contribution (%) à l'impact de l'étape de préparation du site des sous-procédés et émissions			
			Installation des abris	Installation de la clôture	Confinement des biopiles	Pavage d'asphalte
Total		2302	2.686	1.626	2.104	93.33
Émissions à l'air						
acetic acid	144.108 g	0.011	2.06E-05	1.95E-05	1.12E-06	0.0004389x
acetone	1.612 g	4.711	0.08291	0.07558	0.004508	0.04164x
aldehydes	107.120 oz	0.091	2.87E-06	4.31E-05	3.00E-06	0.003511
ammonia	57.345 oz	0.055	0.001104	0.0008069	9.03E-05	0.0003875
As	871.880 mg	0.708	0.003593	0.003837	0.0002079	0.02139
benzene	604.304 g	70.405	0.2983	0.2242	0.4594	2.076
benzo(a)pyrene	162.488 mg	0.002	2.36E-06	2.42E-06	1.28E-07	0.0001028x
Cd	6.389 g	1.350	0.02722	0.01824	0.004859	0.00763
CFC-11	155.109 mg	0.018	9.59E-06	6.87E-06	5.23E-07	0.0007541x
CFC-114	4.834 g	0.474	0.0002795	0.0002002	1.52E-05	0.02012x
CFC-12	33.360 mg	0.003	1.71E-06	1.22E-06	9.30E-08	0.0001341x
CO	554.858 kg	1.305	0.02055	0.01619	0.003132	0.01355
CO2	253.096 kg	38.445	0.009733	0.03033	0.007313	1.529
CO2 (fossil)	134.981 kg	20.503	0.3069	0.0948	0.3711	0.1072
cobalt	1.207 g	0.004	3.07E-05	2.82E-05	1.76E-06	0.0001388
dioxin (TEQ)	56.128 mg	0.685	0.01648	0.01182	0.0008984	0.0004406
ethane	161.981 oz	0.027	6.52E-05	5.41E-05	3.55E-06	0.001073x
ethene	231.914 g	0.014	7.79E-05	5.85E-05	4.25E-06	0.0004637x
Fe	81.868 g	0.521	0.005281	0.005562	0.0002866	0.01151x
formaldehyde	941.423 g	18.333	0.02062	0.04369	0.001121	0.7309
H2S	40.331 oz	2.806	0.03885	0.02821	0.002117	0.05274x
HALON-1301	3.055 g	4.177	0.05564	0.001532	0.1111	0.01314x
hexane	239.554 g	0.227	0.000903	0.0006801	4.92E-05	0.008242x

HF	228.006 g	0.004	5.28E-05	3.60E-05	4.26E-05	3.32E-05	1.50E-06
Hg	2.235 g	11.922	0.1554	0.04853	0.1958	0.1143	0.003755
metals	110.622 g	1.306	0.01963	0.0003223	0.02857	0.007403	0.0008007
methane	395.118 kg	1.642	0.01406	0.004109	0.01875	0.03392	0.0005019
Mn	995.734 g	4.628	0.1123	0.08039	0.006248	0.002106	1.39E-05
Mo	181.608 mg	0.003	3.74E-05	3.49E-05	2.03E-06	3.92E-05x	
N2O	42.268 oz	0.071	1.27E-05	0.001354	3.53E-08	0.001744	4.54E-06
non methane							
VOC	771.085 lb	0.156	4.53E-05	1.17E-05	2.62E-05	0.006008	0.0007226
NOx	1159.33 kg	14.813	0.1069	0.03669	0.1633	0.2608	0.07574
PAH's	36.356 oz	2.639	0.02485	0.01766	0.00136	0.0003809x	
Pb	180.939 g	1.019	0.1534	0.109	0.01138	0.004281	0.0001344
propane	69.758 oz	0.047	8.73E-05	7.38E-05	4.75E-06	0.001896x	
Sb	267.287 mg	0.037	3.11E-05	4.39E-05	2.75E-06	0.001403	0.0001443
Se	1.798 g	0.053	0.0003969	0.0003745	2.20E-05	0.00146	5.80E-05
SO2	503.101 kg	5.471	0.05349	0.02641	0.08625	0.06745	0.004034
SOx	363.443 lb	1.727	4.90E-05	0.0001964	5.70E-05	0.06739	0.007334
SOx (as SO2)	95.108 lb	0.452	0.00544	0.001863	0.0001418	0.01219x	
Sr	1.279 g	0.018	7.32E-05	0.0001872	3.90E-06	0.0005055x	
Tl	6.530 mg	0.004	1.94E-05	3.06E-05	1.05E-06	0.000129x	
toluene	338.006 g	0.047	7.81E-05	0.0005161	4.24E-06	0.001441x	
V	22.134 g	0.177	0.002803	0.002583	0.0001524	0.00217x	
xylene	84.987 g	0.004	4.51E-05	4.16E-05	2.45E-06	0.0001059x	
Zn	235.408 g	0.231	0.003699	0.005443	0.0005659	0.0003141x	
Emissions à l'eau							
As	28.664 g	0.572	0.003147	0.001008	0.005627	0.01507x	
benzene	16.306 g	1.907	0.02074	0.01573	0.00113	0.04525x	
Cd	10.175 g	13.022	0.02279	0.005978	0.03421	0.4575	0.04515
Co	18.353 g	0.355	0.0002178	0.0009287	1.14E-05	0.01428x	
Cu	71.220 g	9.016	0.04833	0.01559	0.08682	0.2409x	
Fe	356.951 oz	9.819	0.09425	0.01526	0.1805	0.136	0.0005001

H2S	6.335 g	1.207	0.0003735	0.0006608	2.02E-05	0.05141x	
Hg	221.229 mg	1.199	0.01225	0.005201	0.01141	0.0232	1.44E-05
metallic ions	446.329 oz	6.965	0.09545	9.61E-05	0.1796	0.02468	0.002688
Mn	297.427 g	1.037	0.0009058	0.002101	5.42E-05	0.04112	0.0008703
Mo	33.845 g	0.656	0.0005015	0.001392	2.66E-05	0.02657x	
N-tot	269.535 g	0.005	5.57E-06	2.58E-06x		0.000201x	
NH3 (as N)	180.079 g	0.003x		x		0.0001148x	
NH4+	642.47 g	0.009	0.0001104	1.90E-05	0.0001375	0.0001201x	
Ni	71.987 g	0.467	0.00259	0.0008294	0.0046	0.01227x	
nitrate	737.437 g	0.003	3.54E-05	9.46E-06	4.01E-05	4.42E-05	4.27E-09
P-tot	78.600 g	0.010	1.29E-11	6.96E-10x		0.0004409x	
Pb	90.537 g	2.742	0.01451	0.00457	0.02501	0.07525	1.24E-05
phenol	1524.99 kg	1935.93	0.003209	0.001331	0.003055	84.08	2.00E-05
phosphate	665.867 g	0.028	6.87E-05	6.08E-05	0.0001027	0.0009825	4.00E-06
Se	48.049 g	8.210	0.005273	0.02085	0.0002761	0.3302x	
Sr	688.3 g	66.649	0.7614	0.5968	0.04147	1.495x	
Ti	551.208 g	0.747	0.0004606	0.001953	2.40E-05	0.03004x	
toluene	84.463 g	0.049	0.0006675	6.54E-05	0.001206	0.0001934x	
V	50.941 g	0.098	6.73E-05	0.0002442	3.54E-06	0.00395x	
xylene	5.322 g	0.003	3.10E-08	2.89E-06x		0.0001199x	
Zn	200.207 g	1.938	0.01696	0.008923	0.01485	0.0433	0.0001707
Emissions solides							
final waste	766.55 kg	0.625	0.008316x		0.01882x	x	
hazardous waste	11.1926 kg	0.595x	x	x		0.02583x	
mineral waste	112.646 kg	0.092	0.003988x	x	x	x	
slag	360.55 lb	0.515	0.01256	0.009063	0.0006848	3.64E-05x	
solid waste	847.444 kg	0.691	1.87E-05	1.86E-05	2.28E-05	0.027	0.002941
waste	776.838 kg	0.633x	x	x		0.0275x	
waste bioactive							
landfill	503.875 kg	0.410	0.006011x		0.01183x	x	
wood (sawdust)	490.4 kg	0.399x		0.01736x	x	x	

Émissions dans le sol				
As (ind.)	463.525 g	0.194x	x	0.008467x
Fe (ind.)	927.097 g	7.234x	x	0.3142x
Mn (ind.)	18.563 mg	0.083x	x	0.0036x

(2) Excavation

Substance	Unité	Total	Score unique de l'étape d'excavation (Pt)
Émissions à l'air			
Total			9.09247
aldehydes	g	569.526	0.0170858
ammonia	g	48.4703	0.00166617
As	mg	95.7289	0.0777888
benzene	mg	18.1764	0.00211767
Cd	mg	145.411	0.0307229
CO	kg	35.0468	0.0824411
CO2	tn.lg	27.672	4.20336
CO2 (fossil)	tn.lg	3.13659	0.476445
HF	g	3.9988	6.70E-05
Hg	mg	31.5057	0.167724
metals	g	3.0294	0.0357659
methane	kg	4.90762	0.0204034
Ni	g	2.05999	0.00335841
non methane VOC	kg	60.8303	0.0272824
NOx	kg	95.1136	1.21534
SO2	kg	3.952	0.0429771
SOx	kg	31.2634	0.327577
tetrachloromethane	mg	23.0234	0.00315028

Émissions à l'eau			
Cd	g	1.57529	2.01677
Fe	g	23.0234	0.0223403
metallic ions	g	218.116	0.120065
Mn	g	11.1482	0.0388739
phosphate	g	4.24115	0.0001787
Zn	mg	787.643	0.00762674
Émissions solides			
solid waste	kg	161.164	0.131365

(3) Installation du système d'aération

Substance	Unité	Quantité	Score unique (Pt)
Total			46.7287
Émissions à l'air			
CO	kg	29.2942	0.0689091
CO2 (fossil)	m.lg	22.6533	3.44102
CxHy	kg	230.168	3.44E-05
HCl	kg	2.82479	0.0260464
heavy metals	g	41.8488	0.494078
NOx	kg	188.32	2.40631
SOx (as SO2)	kg	177.857	1.86359
Émissions à l'eau			
Acid as H+	g	10.462	7.07E-12
BOD	g	836.976	3.01E-07
metallic ions	kg	52.311	28.7954
unspecified emission	g	31.3866	6.11442
Émissions solides			
chemical waste (inert)	kg	115.084	6.11442

chemical waste (regulated)	kg	36.6177	1.9455
industrial waste	kg	23.0168	0.018761
mineral waste	kg	807.682	0.658341
paper/board packaging	kg	94.1598	0.0767497
plastic production waste	kg	38.7101	0.0315526
plastics packaging	kg	21.9706	0.0179083
slags/ash	kg	173.673	0.546374
steel packaging	kg	12.5546	0.0102333
wood packaging	kg	261.555	0.213193

(4) Placement des sols en biopiles, (5) Traitement par biopiles et (6) Remblayage des sols

Substance	Unité	Quantité	Score unique (Pt)
Total			9.09247
Emissions à l'air			
aldehydes	g	569.526	0.0170858
As	mg	95.7289	0.0777888
benzene	mg	18.1764	0.00211767
Cd	mg	145.411	0.0307229
CO	kg	35.0468	0.0824411
CO2	tn.lg	27.672	4.20336
CO2 (fossil)	tn.lg	3.13659	0.476445
Cr	mg	109.058	3.50E-07
CxHy	kg	23.63	3.53E-06
dichloromethane	mg	25.4469	4.95E-08
Hg	mg	31.5057	0.167724
metals	g	3.0294	0.0357659
methane	kg	4.90762	0.0204034
non methane VOC	kg	60.8303	0.0272824

NOx	kg	95.1136	1.21534
SO2	kg	3.952	0.0429771
SOx	kg	31.2634	0.327577
Émissions à l'eau			
Acid as H+	mg	10.1788	6.88E-15
Cd	g	1.57529	2.01677
Fe	g	23.0234	0.0223403
fluoride ions	mg	496.821	2.52E-07
Hg	µg	118.752	0.00064355
metallic ions	g	218.116	0.120065
Mn	g	11.1482	0.0388739
phosphate	g	4.24115	0.0001787
Zn	mg	787.643	0.00762674
Émissions solides			
solid waste	kg	161.164	0.131365

(7) Fermeture du site

Contribution (%) à l'impact de l'étape de fermeture du site des sous-procédés et émissions			
Substance	Unité	Quantité	Score unique
Total			-335.729
Émissions à l'air			
1,1,1-trichloroethane	g	49.9589	0.684186x
acetone	g	-1.46958	-4.30596x
As	mg	283.481	0.230355
benzene	g	-167.73	-19.5416
Cd	mg	951.538	0.201044
			0.004253
			0.004713
			0.05092

CFC-113	g	2.13239	0.220089x	x			0.06556
CFC-114	g	-2.50335	-0.245736x	x			-0.07319
CO2	tn.lg	-19.2945	-2.93082	0.5819	0.7082		-2.163
CO2 (fossil)	kg	2664.2	0.398297	0.06595	0.07308		-0.0204
dioxin (TEQ)	µg	155.393	1.88977	5.10E-05	5.65E-05		0.5628
ethane	kg	-2.16937	-0.0130162x	x			-0.003877
ethene	g	493.532	0.0296119x	x			0.00882
Fe	g	-24.1925	-0.154058x	x			-0.04589
formaldehyde	g	-498.55	-9.70878	6.86E-05	7.60E-05		-2.892
H2S	g	-225.244	-0.552964x	x			-0.1647
HALON-1301	mg	422.778	0.577954x	x			0.1721
HCl	oz	588.609	0.153863	3.87E-05	4.29E-05		0.04575
hexane	g	-80.9946	-0.0768648x	x			-0.02289
Hg	g	10.5799	56.3232	0.02322	0.02573		16.73
metals	g	59.1619	0.698482	0.004951	0.005486		0.1976
methane	kg	1606.3	6.6782	0.002824	0.003771		1.983
N2O	g	-315.748	-0.0188883	2.81E-05	3.11E-05		-0.005685
non methane VOC	lb	156.939	0.0319271	0.003777	0.005861		-0.000128
NOx	kg	275.72	3.52309	0.1049	0.7754		0.1691
NOx (as NO2)	kg	-80.5341	-1.24043x	x			-0.3695
propane	g	-915.681	-0.0219763x	x			-0.006546
SO2	kg	338.511	3.68123	0.004373	0.03926		1.053
SOx	kg	32.3918	0.339401	0.04535	0.05025		0.0055
SOx (as SO2)	kg	-20.5435	-0.215255x	x			-0.06412
V	g	-12.5146	-0.100346x	x			-0.02989
Zn	g	118.741	0.116388x	x			0.03467
Emissions à l'eau							
Cd	g	40.1793	51.4399	0.2792	0.3094		14.73
Co	g	-8.47766	-0.164183x	x			-0.0489
Cu	kg	2.34881	297.353x	x			88.57
Fe	oz	-42.0066	-1.15553	0.003093	0.003427		-0.3507

(8) Suivi du traitement

Substance	Unit	Quantité	Score unique	Contribution (%) à l'impact de l'étape de suivi du traitement des sous-procédés et émissions		
				(8) Suivi du traitement	Glass (virgin)	LDPE film P Transport 13
Total			27.6843			
Émissions à l'air						
ammonia	g	815.047	0.0280173	0.1012	0.1012x	1.25E-05
benzene	g	21.1803	2.46764	8.914	8.913x	1.59E-05
Cd	mg	117.675	0.0248627	0.08981	0.08958x	0.0002306
CO	oz	506.781	0.0337957	0.1221	0.1206	0.0002209
CO2	kg	9550.04	1.42773	5.157	5.142x	0.01531
CO2 (fossil)	kg	58.6209	0.00876382	0.03166x	0.02808	0.003575
CxHy aromatic	g	42.8371	0.00205618	0.007427	0.007427x	x
HALON-1301	mg	476.583	0.651507	2.353	2.353x	x
Hg	mg	14.1413	0.0752829	0.2719	0.2707x	0.001259
metals	g	50.0032	0.590352	2.132	2.132x	0.0002684
methane	oz	276.127	0.0325451	0.1176	0.1174x	0.0001982
NOx (as NO2)	kg	14.2642	0.219705	0.7936	0.7936x	x
Pb	g	555.83	19.6707	71.05	71.05x	4.51E-05
SOx (as SO2)	lb	112.122	0.532887	1.925	1.914	0.01135x
Zn	g	2.99472	0.00293537	0.0106	0.0106x	x
Émissions à l'eau						
As	mg	545.411	0.0108869	0.03933	0.03933x	x
Cd	mg	126.187	0.161552	0.5836	0.5684x	0.01513
Cu	g	1.3157	0.166564	0.6017	0.6017x	x
Fe	g	284.224	0.275791	0.9962	0.996x	0.0001676
metallic ions	g	666.4	0.36683	1.325	1.324	0.0001193
NH4+	g	520.352	0.00721732	0.02607	0.02607	5.01E-06x
Ni	g	1.4364	0.00931996	0.03367	0.03367x	x

Pb	g		2.189	0.0664382	0.24	0.24x	4.14E-06
Zn	g		3.23021	0.0312781	0.113	0.1129x	5.72E-05
Emissions solides							
mineral waste (mining)	kg		777.23	0.63352	2.288	2.288x	x
slags/ash	g		352	0.00110739	0.004x		0.004x
waste bioactive landfill	kg		117.483	0.0957607	0.3459	0.3459x	x
waste in incineration	kg		46.4059	0.0378255	0.1366	0.1366x	x

(9) Traitement des rejets gazeux

Contribution (%) à l'impact de l'étape de fermeture du site des sous-procédés et émissions						
Substance	Unité	Quantité	Score unique (Pt)	Installation du biofiltre	Installation tour humidification	
Emissions à l'air						
			1.36305			
acetaldehyde	mg	1.10335	0.0653096x			4.791
acetylene	µg	84.8408	0.00213834x			0.1569
B	mg	23.4013	0.0117062	0.01714		0.8417
benzo(a)pyrene	µg	14.8269	0.0881274	5.033		1.432
CF4	µg	14.3962	0.00360334	0.04784		0.2165
CFC-116	µg	24.197	2.03E-05x			0.001486
CFC-13	µg	1.0366	0.00939662x			0.6894
CO2	kg	83.3625	0.00125853	0.06025		0.03208
CO2 (fossil)	kg	505.269	0.0124627	0.9143x		
CO2 (non-fossil)	g	30.4888	0.0755377	3.851		1.691
HALON-1301	mg	12.1356	0.00055594x			0.04079
HCFC-22	µg	2.06857	0.0165898	1.211		0.006541

heptane	mg	29.3089	0.0026106x			
I	µg	703.983	0.130971			0.1915
methane	g	735.741	0.00879681	2.107		7.502
methanol	mg	1.56533	0.00305884	0.6454x		
Olefins (unspec.)	g	6.94178	0.0495315	0.2021		0.02234
pentane	mg	609.931	0.0507798	2.655		0.9788
Sc	µg	3.30445	0.00568742	0.03954		3.686
SOx	g	93.8702	0.0156743	0.00142		0.4158
SOx (as SO2)	g	959.347	0.00098357	1.12		0.03015
Sr	µg	302.029	0.010052x	0.07216x		
xylene	mg	25.7493	0.374924x			0.7375
Zr	µg	1.64642	0.00028443	0.004234		27.51
Emissions à l'eau						
asbestos	mg	50.4426	0.00100204	0.07329		0.01663
BOD	g	34.3637	0.00147393x			0.0002228
Ce	µg	81.2553	0.0114687	0.8314		0.1081
CxHy	mg	131.035	0.0160103	1.135		0.01002
dissolved solids	g	126.616	0.0248444x			0.03985
fluoride ions	mg	20.2957	0.0320952			1.823
HOCL	mg	1.93943	0.00982305	2.31		0.04439
Mg	mg	191.084	0.193226	0.1172		0.6035
nitrate	mg	828.149	0.00081512	1.513		12.66
sulphate	g	401.112	0.0481964x	0.05956		0.000241
tributyltin	mg	983.213	0.00018582			3.536
Emissions solides						
chemical waste (regulated)	g	193.48	0.0323073x	0.01318		0.00045
final waste (inert)	g	4.62497	0.00311955	0.2289x		2.37

(10) Gestion des lixiviats

Substance	Unité	Quantité	Score unique (Pt)	Contribution (%) à l'impact de l'étape de gestion des lixiviats des sous-procédés et émissions	
				Récupération des lixiviats	Irrigation des biopiles
Emissions à l'air					
acetylene	mg	1.3612	0.0848696	1.427x	
ammonium chloride	kg	3.96425	0.00111664	0.01878x	
benzo(a)pyrene	µg	158.122	0.0799193	1.344x	
CFC-116	µg	702.759	0.00028677	0.004822x	
CO2 (non-fossil)	g	51.3928	0.446057	5.12E+00	2.379
formaldehyde	g	1.0838	0.00539591	0.09073x	
H2	g	10.7153	0.021106	0.3549x	
H2S	g	16.2356	-	-	
HCN	µg	25.8512	0.00247441	0.0236	0.01801
methanol	mg	60.0235	0.00510864	0.0859x	
Mo	mg	2.65863	0.115128	1.936x	
nitrogen	g	39.4354	0.0001872	0.003148x	
Olefins (unspec.)	mg	136.67	0.248125	2.509	1.664
Pb	g	4.40213	0.0252938	4.25E-01x	
pentane	g	4.19248	0.155791	2.62x	
SO3	g	2.09006	0.0165884	0.2789x	
Sr	mg	5.29435	0.170763	1.583	1.288
Th	µg	267.96	0.00081574	0.01372x	
Emissions à l'eau					
BOD	g	75.8529	0.0212657	0.3576x	

Ce	mg	1.23856	0.00613808	0.1032x	
Cr	mg	56.6367	0.00021382	0.003595x	
fluoride ions	mg	299.002	0.0130172	0.2189x	
heat losses	MJ	12.5351	0.00037989	0.006388x	
HOCL	mg	109.522	0.00708391	0.1191x	
Mg	g	9.72044	2.59739	23.77	19.91
Mo	mg	25.8678	0.00090534	0.01522x	
Na	g	518.057	0.00050125	0.008429x	
nitrate	g	2.71801	0.00024028	0.00404x	
phenol	g	1.48876	0.00199902	0.03361x	
phosphate	mg	334.793	0.00188994	0.03178x	
Si	mg	10.5298	0.00519703	0.08739x	
sulphate	g	1551.98	0.780666	13.13x	
titanium(IV)oxide	mg	15.4431	0.00045232	0.007606x	
Emissions solides					
chemical waste (regulated)	kg	3.30288	0.551515	5.046	4.227